A Primer of

Conservation Biology

保护生物学

简明教程

第4版 中文版

Richard B. Primack 马克平 主编

高等教育出版社
Higher Education Press

A Primer of

Conservation Biology

保护生物学
简明教程

第4版 中文版

Richard B. Primack　马克平　主编




高等教育出版社
Higher Education Press

图字：01-2009-3268号

内容提要

"A Primer of Conservation Biology"是当今世界上最有影响的保护生物学教科书，目前已经翻译成15 种文字，在世界范围内被广泛采用，颇受赞誉。本书是其第4版的中文编译版，在准确翻译原书的大部分内容的同时，还增加了许多中国的案例，以增强内容的可读性和亲近感。本书反映了保护生物学领域的最新进展，包括了若干专题的信息，如作为保护目标的全球生物多样性的热点地区和受威胁物种的最新评估。突出了文献中关于物种回归自然、种群生存力分析、保护地管理和生态系统服务补偿等最新成果。通过阅读本书，读者可以了解什么是保护生物学、什么是生物多样性、生物多样性的现状、生物多样性丧失的原因、如何保护和恢复生物多样性等。

本书可以作为自然保护相关专业的大学生、研究生的教材，也可以作为生物多样性保护科研人员和相关部门的管理人员的参考书。

封面说明

梅里雪山是滇西北三江并流区世界自然遗产地中最著名的景观，是生物多样性特别丰富的地区，保存有原始的针叶林和高山灌丛等，也是滇金丝猴等国家级保护动物的重要栖息地。具有丰富的地质遗迹，分布有目前北半球海拔最低的冰川（2 650 m）。6 000 m以上的雪山有13座，主峰卡瓦格博峰达6 740 m，有藏传佛教"八大神山"之首的美誉，成为著名的朝觐圣地。藏传佛教对于该区域生物多样性保护起到了积极的作用。（马克平摄影）

图书在版编目（CIP）数据

保护生物学简明教程：第4版：中文版/（美）普里马克（Primack, R. B.）；马克平主编.
—北京：高等教育出版社，2009.7
书名原文：A Primer of Conservation Biology, 4th Edition
ISBN 978-7-04-027798-2
I. 保… II. ① 普… ② 马… III. 生物多样性—保护—高等学校—教材 IV. Q16
中国版本图书馆CIP数据核字（2009）第097471号

策划编辑 潘 超　　责任编辑 刘思涵　　书籍设计 张志奇　　责任印制 朱学忠

出版发行	高等教育出版社	购书热线	010-58581118
社　　址	北京市西城区德外大街4号	免费咨询	800-810-0598
邮政编码	100120	网　　址	http://www.hep.edu.cn
总　　机	010-58581000		http://www.hep.com.cn
		网上订购	http://www.landraco.com
经　　销	蓝色畅想图书发行有限公司		http://www.landraco.com.cn
印　　刷	北京佳信达欣艺术印刷有限公司	畅想教育	http://www.widedu.com
开　　本	850×1168 1/16	版　　次	2009年7月第1版
印　　张	20.5	印　　次	2009年7月第1次印刷
字　　数	410 000	定　　价	52.00元

本书如有缺页、倒页、脱页等质量问题，请到所购图书销售部门联系调换。

物料号 27798-00

作者简介

Richard B. Primack　波士顿大学生物学院教授，环境研究项目前任副主管。1972 年在哈佛大学获得学士学位，1976 年在杜克大学获得博士学位，而后在坎特伯雷大学、哈佛大学和东京大学做博士后研究。他是热带生物学与保护协会（Association for Tropical Biology and Conservation）前任主席，目前是国际著名保护生物学杂志"*Biological Conservation*"主编。出版的专著有：Essentials of Conservation Biology, 目前已经出到了第 4 版；A Field Guide to Poisonous Plants and Mushrooms of North America（与 Charles K. Levy 共同编著）；Ecology, Conservation and Management of Southeast Asian Rainforests（与 Thomas Lovejoy 共同编著）；Timber, Tourists, and Temples: Conservation and Development in the Maya Forest of Belize, Guatemala and Mexico（与 David Bray, Hugo Galletti 及 Ismael Ponciano 共同编著）；Tropical Rainforests: An Ecological Biogeographical Comparison（与 Richard Corlett 共同编著）。研究领域为：气候变化对植物和鸟类的影响；热带森林生态学、保育及管理；保护生物学教学等。

马克平　中国科学院植物研究所研究员、所长，中国植物学会副理事长，国际生物多样性计划（DIVERSITAS）中国委员会秘书长，中国科学院生物多样性委员会副主任兼秘书长，国际自然保护联盟（IUCN）理事，国际生物科学联合会（IUBS）中国委员会副主席，《生物多样性》主编（2008—）、《植物生态学报》主编（1998—2008），"*Forest Ecology and Management*"，"*Environmental Science and Pollution Research*"，《生态学报》等杂志编委。近年来在积极推动生物标本数字化及其共享平台的建设、全国生物物种编目、森林生物多样性监测网络建设和森林生物多样性与生态系统功能研究平台建设等项目。已发表学术论著 180 多篇（部）。

中文版序

近年来，中国野生大熊猫和老虎的数量在逐渐减少。当有一天我们在野外再也找不到它们时，中国将失去重要的文化符号，世界将失去独一无二的物种。从这样的悲剧中我们能学到什么？我们学到的最重要的是，仅仅研究一些在偏远的、不被干扰的环境中进行的自然过程是远远不够的，现在很多科学家也认识到这一点。因为人类的影响无处不在，它已经变成我们世界的主导因素。生物学家必须积极地参与解决一些面向社会的问题。于是，保护生物学作为一个新的科学门类被发扬光大。保护生物学家的工作遍及生物多样性的全部范畴，包括物种、生态系统和基因变异；然后他们评估威胁生物多样性的因素；最后保护生物学家们设计并开展保护和恢复生物多样性的活动。同时在很多情况下，保护生物学家们需要向公众传授他们的发现以及什么行动是我们需要采取的。

保护生物学和现代中国的关系尤其紧密，与中国谋求经济发展的努力相关的是它背后隐藏的环境代价。中国必须要通过现代化以解决其数千万人口的贫困问题，这种转型对整个人类来说都是一种伟大的成就。但是，在计算现代化的代价和收益的过程中，政府对生物多样性关注太少而对新的建设重视太多。像三峡大坝、新的灌溉系统以及长江沿岸的新城市这样巨大的工程帮助数以百万计的中国人脱离了贫困，可是它们污染了一些濒危物种比如白鳍豚栖息的水道，同时也污染了人们所需的洁净的水和空气。虽然说经济发展是重要的，但是人们会发现，如果他们生活在一个恶化的环境中而健康状况不佳，他们将很难享受工业扩张创造的财富。这些财富也应该被投入到保护人和野生物种生存的环境中。

中国的环境恶化被认为是经济发展的代价。可是，中国的确拥有可以同时用于现代化和维持健康环境的资源。中国也有建立和管理更多包括国家公园在内的保护区的资源。人们，特别是那些居住在农村的人，需要有关生物多样性价值的教育，以成为自然的保护者。保护生物学提供了实现资源利用平衡的想法和实例。这本书将帮助学生们学习保护生物学的原理，并把它们运用在中国。

Richard Primack

2009 年 4 月 15 日于美国波士顿

（马英克 译，马克平 审定）

中文版前言

“保护生物学”在中国的生物学界以及自然保护领域的国内同行中已经不是个陌生的词汇，但是一直以来，国内系统介绍保护生物学及其进展的教科书在质量、数量、时效性等方面仍然落后于学科的发展。2008 年 8 月 23 日，我接到波士顿大学的 Richard Primack 教授的邮件，Richard 告诉我，他的“A Primer of Conservation Biology”第 4 版正式出版了，并且邀请我组织中国的同行编译他的新书，同时在书中增加一些中国的案例。应该说，Primack 教授的这本教材是世界上最有影响的保护生物学教科书，至今已经翻译成 15 种文字出版，在世界范围内被广泛采用、颇受赞誉。因此，我很高兴有机会与 Primack 教授合作将他的最新教学成果介绍到中国来。仔细翻阅该书，我发现新版有很多特点，比如图和表采用彩色印刷、框架结构更加合理，最重要的是，新版将近两年本领域的主要成果都尽量编入有关章节。

我国是近 30 年来世界上经济发展速度最快的国家之一，加之人口众多，人们在发展经济的同时已经对环境造成了巨大破坏（包括生物多样性的丧失）。由于过量施用化肥和农药，农田质量下降，造成的面源污染致使水域和湿地的生物多样性严重丧失，而工业化过程中的点源污染更加剧了这一过程。由于过度开发，森林和草原生态系统的生物多样性同样遭到严重的破坏。一句话，中国经济快速发展的代价是巨大的，应该引起我们的足够重视，并积极采取有力措施恢复和保护生物多样性。保护生物学就是关于生物多样性保护的科学。从这本新版的《保护生物学简明教程》中，读者可以了解什么是保护生物学、什么是生物多样性、生物多样性的现状、生物多样性丧失的原因、如何保护和恢复生物多样性，以及目前这一领域的主要进展，特别是国际社会的努力。希望读者通过本书，对保护生物学有更加全面和深刻的认识，也希望本书对于政府和民众保护和可持续利用生物多样性的行动有所帮助。

原中国科学院昆明动物研究所所长季维智研究员曾经与 Primack 教授合作，翻译过本书的第 2 版（2000 年出版），于 2002 年由中国林业出版社出版。比对两个中文版本，可以发现，教材无论是结构还是内容都有根本性的变化。从另一角度看，同时参考两个版本，读者可以获得更多的保护生物学方面的信息，包括一些设计思路不同的精美图表。

在短时间内将这本新版的《保护生物学简明教程》呈现给大家，我们要感谢本书的编译者董燕博士（编译第 1 章）、邵青博士（编译第 2 章）、赖江山博士（编译第 3 章）、朱

丽博士（编译第 4 章）、王祺博士（编译第 5 章）、梁宇博士（编译第 6 章）、中国珍博士（编译第 7 章）、杜晓军博士（编译第 8 章）、魏伟博士（编译第 9 章）以及裴克全博士（翻译词汇表）；还要感谢高等教育出版社和 Sinauer Associates, Inc. Publisher 的大力支持，特别是林金安编审、吴雪梅编审、潘超博士以及 Marie A. Scavotto 女士的积极推动和细致工作；董燕博士和赖江山博士不仅负责自己编译的部分，还协助我与出版社和编译者沟通联络，付出很多劳动。最后，再次感谢 Primack 教授的善意邀请与精诚合作，他的积极努力使得本书新版的中文编译版的按时出版成为可能。期待和他一起在 7 月举行的国际保护生物学大会期间正式发布本书的中文版。

通过审定全书的中文稿，我深切体会到本书的特色：全面、简明和新颖。全面是说本书涉及到保护生物学的各个主要方面；简明则是指用精练明快的语言陈述内容；新颖则突出新版的特点，即新的版式、结构和内容，当然也包括这种增加中国案例的编写方式。希望本书能成为相关专业的大学生、研究生详略得当的教材，也为生物多样性保护同行和相关部门的管理人员提供图文并茂的参考书。

时间仓促，能力有限，疏漏错误在所难免，希望大家批评指正。

马克平

2009 年 5 月 9 日于北京香山

英文版前言

2007年，美国前副总统阿尔·戈尔与一个科学家小组获得了诺贝尔和平奖，向世人证明气候变化已经发生，并对环境构成了威胁。公众接受了这个事实并要求政府改变策略以应对由此带来的挑战。保护生物学致力于运用这些信息去研究和保护我们绚丽多彩的地球及其生物多样性。在过去的30年间，保护生物学不断发展，成为一个关于生物多样性迅速丧失问题的新兴学科。生物多样性危机如此严重，近来人们已经证实，足足有1/3的两栖动物濒临灭绝。与此同时，巨大的努力使得世界很多地点的海龟种群数量不断增加，让我们对未来充满信心。政府、公众和保护组织完全可以携手并肩，让我们的世界更加美好。

大学生对保护生物学课程的兴趣不断增强。"A Primer of Conservation Biology"（保护生物学简明教程）第1版（1995年）、第2版（2000年）和第3版（2004年）旨在满足人们初步了解保护生物学的需求。作为简明教程的第4版是一本快速入门的书，本书可以作为保护生物学的速成教材，也可以作为普通生物学、生态学、野生生物学和环境政策课程的补充读物。同时，我也试图为那些专业人员提供一个简要读本，以了解本学科的进展，而不需要翔实的实验数据和深入的科学理论支撑。保护生物学基础（Essentials of Conservation Biology）的第4版可以让读者更加深入地了解本学科的详细内容。

本书反映了保护生物学领域的最新进展，包括了若干专题的信息，如作为保护目标的全球生物多样性的热点地区和受威胁物种的最新评估。本书突出了文献中关于物种回归自然、种群生存力分析、保护地管理和生态系统服务补偿等最新成果。读者也会喜欢书中的彩色图表和照片。关于重要知识点的提示也会使读者受益良多。

我想本书的读者渴望更多地知晓物种和生态系统面临的危机以及如何采取遏制危机的行动。请参考附录并与相关的组织联系，以获得帮助。如果本书能激发读者理解和接受保护生物学的目的、方法和重要意义，并应用于日常工作和生活，我则无限欣慰。

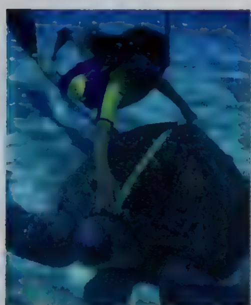
为了保持保护生物学的国际化特点，我觉得应该让本书有尽量多的读者。在Sinauer Associates出版公司Marie Scavotto的帮助下，我积极推动了本书翻译成其他语种。1995年首先译成德文，接着于2002年第一次译成中文。我越来越清楚地认识到，能够让更多人使用本书的最佳方式是寻找当地的科学家作为共同作者，增加当地人熟悉的案例，出版区域性或某个国家的译本。在过去的10年中，这本简明教程有了下列版本：巴西葡萄牙文（与Efraim Rodrigues合作），中文（与季维智合作），捷克文（与Paval kindlmann和Jena

Jersakova 合作)，主要针对马达加斯加的法文（与 Joelisoa Ratsirarson 合作)，印度尼西亚文（与 Jatna Supriatna, Mochammad Indrawan 以及 Padmi Kramadibrata 合作)，意大利文（与 Luciana Carotenuto 合作)，日文（与 Hiromi Kobori 合作)，朝文（与 Dowon Lee, Z.Kim, Y.Sohn, J.H.Shin, 以及 J.C.Chae 合作)，蒙文（与 Bathbold Otgoid, Samiya Khiad, 以及 Batsaikhan Tsagaan-aduut 合作)，罗马尼亚文（与 Maria Patroescu, Laurentiu Rozylowicz, 以及 Cristian Ioja 合作)，俄文和西班牙文（与 Joandomenec Ros 合作）以及越南文（与 Pham Binh Quyen, Vo Quy, 以及 Hoang Van Thang 合作)。保护生物学基础一书又译成阿拉伯文(与 Mohamed El-Demerdash 合作)，匈牙利文（与 Tibor Standovar 合作)，主要针对拉丁美洲的西班牙文（与 Ricardo Rozzi, Peter Feinsinger, Rodolfo Dirzo, 以及 Francisca Massardo 合作)。保护生物学简明教程的南亚、希腊、爱沙尼亚、印度尼西亚（第 2 版）和日本（第 2 版）版本以及保护生物学基础的罗马尼亚版即将问世。我希望这些不同语种的版本将在全球范围上推动保护生物学的发展，同时不同语种版本的案例也可以用于新的英文版，使其更加丰富多彩。

Richard Primack
2008 年 3 月于波士顿大学

目 录

第1章
保护生物学的定义 3



第2章
什么是生物多样性 19



第3章

生物多样性的价值 41

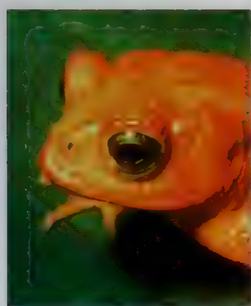


第4章

威胁生物多样性的因素 65

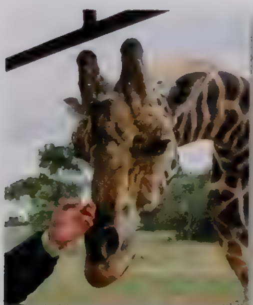


第 *5* 章

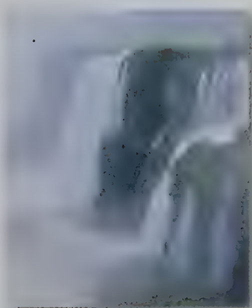


第6章

保护种群和物种 137



第 7 章 自然保护地 177



第 8 章 保护区外的生物多样性保护 211



第9章 可持续发展的挑战 235



本书献给保护生物学、生态学及环境科学教育者，他们的努力工作将激励下一代人寻找保护生物多样性与满足人类需求之间的最有利的平衡。



在巴西海岸边，研究人员正在获取濒危海龟的数据并给它作标记

第1章

保护生物学的定义

在我们生活的今天，生物多样性正以前所未有的速度消失。在全球各地，许多百万年来形成的生物群落，比如热带雨林、珊瑚礁、原始森林、草原和海滨湿地，都遭到了严重的人为破坏。据生物学家预测，在未来的几十年，数以万计的物种和几百万个特色种群将会灭绝（Millennium Ecosystem Assessment 2005a; Brown and Laband 2006）。造成这一切损失的罪魁祸首就是人口膨胀。

在过去150年中，人口爆炸性地增长。从人类出现，到1850年全世界人口总数达到一百万，一共经历了一万年的时间。到2008年，世界总人口大约有66亿。由于这样庞大的人口总数，即使未来的人口增长率较小，每年也会增加几千万人（图1.1）。迅猛增长的人口和相应的物质消费加剧了对生物多样性的威胁。人们大量攫取木材、煤炭、水产、野味等自然资源，并且大肆占用自然栖息地作为耕地、城镇、人口聚居地、伐木场、矿场、工业基地，或将自然生态系统用于其他人类活动。

更糟糕的是，随着各国的经济发展和工业化，居民的资源消耗迅速增长。比如，美国公民的人均能源消耗是印度的17倍，是中国的6.8倍；纸制品消耗是印度的79倍，是中国的近10倍（WRI，2000，2005，2006）。当今世界，人口的迅速增长和人们对自然资源越来越多的消耗直接危害了生物多样性。

当前的大规模物种灭绝不同于以往地质史上的任何一次大规模物种灭绝。历史上的大规模灭绝是由于小行星撞击地球、大面积火山爆发及地震、气温突发性巨变等自然灾害造成的（见第5章）。而当前的大规模灭绝却是人为造成的。人类一向自诩为一个追求理性、道德性和自由意志的独特物种，而正是这样一个物种给地球带来了史无前例的灾害。

如果我们不能马上行动起来，逆转这一人为造成物种灭绝的趋势，大量的物种包括人们热爱的大熊猫、鲸鱼和许多鸣禽都会永远地从他们的自然栖息地消失。很多不太引人注目的细菌、真菌和无脊椎动物更是会数以万计，甚至数以百万计地灭绝。这些貌似不起眼的物种对自然界的营养循环和物种间的生态平衡往往起着至关重要的作用。它们的消失将

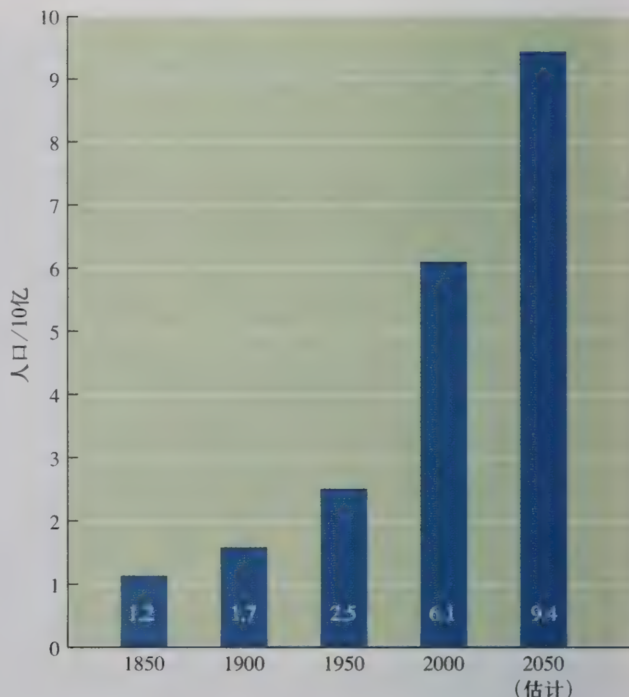


图 1.1 世界总人口在 2008 年达到 66 亿。据世界资源研究所（World Resources Institute）估计，当前人口年增长率为 1.1%，但是即使是这样的低增长率仍然会使下一年的总人口增长 7 200 万人。由于增长率的指数效应，人口增长数量会逐年递增（数据来源于美国人口调查局，U.S. Census Bureau, www.census.gov/ipc/www/idb/worldpopinfo.html）

意味着整个地球和人类的生存面临绝境。

许多因素对生物多样性的威胁是具有协同效应（synergistic）的。也就是说，多种负面效应（例如，砍伐森林、过度狩猎、干旱、火灾、气候变化和贫穷）可以相互结合、累加，致使灾害性后果加倍地严重（WRI 2005）。威胁生物多样性的因素必然会同时威胁到人类，因为人类必须从自然环境中获取原材料、食物、药品，而洁净的空气和水源更是不可或缺。

越来越多的物种灭绝和大规模的自然栖息地遭到毁坏，这是令人沮丧的现实。然而，我们仍然可能想办法阻止更多的破坏性后果，事实上我们也必须这样做，别无选择（Orr 2007）。世界上能有多少物种、群落和自然环境能够幸免于破坏，完全取决于我们在未来的几十年里采取什么行动和没有采取什么行动。也许有一天，人们在回顾 21 世纪的最初几十年的时候，会意识到在这个历史阶段，屈指可数的几个人以顽强的毅力拯救了无数的物种和生物群落。在这一章的后半部和本书其他部分，将出现很多这类保护物种的事例。

1.1 保护生物学的本质和起源

保护生物学是一个多学科整合的科学领域。它在应对保护物种和生态系统所面临的挑战中得到发展（Robinson 2006）。保护生物学有 3 个目标：

- 全方位记录地球的生物多样性
- 研究人类对物种、群落和生态系统的显著影响
- 发展可行性方案来防止物种灭绝，维持物种内部的基因多样性，保护和恢复生物群落及其赖以生存的生态环境

像所有其他科学研究一样，前两个目标的实现依赖于客观公正地搜集事实性数据。而第三个目标体现了保护生物学是一门规范性的学科。也就是说，保护生物学拥护一定的道德价值，并且通过科学的方法来实现它的价值观。正如医药科学集取生理学、解剖学、生物化学和遗传学的精华来实现它的价值观——造福人类健康和预防疾病，保护生物学家的努力方向是阻止人为造成的生物多样性流失，因为他们相信保护物种和生态群落是人类道德所要求的。

保护生物学作为一门现代科学，起源于 20 世纪 80 年代。当时科学家们发现，关于资源管理的传统应用性学科，包括森林科学、农业科学、渔业生物学和野生动物管理，都不足以应对当时已日趋严重的生物多样性流失。保护生物学弥补了这些应用性学科的不足，并为全方位保护生物多样性提供了一个综合理论体系。保护生物学与其他应用性学科的不同之处在于，它强调将长期性、整体性的生物群落保护与经济发展的可持续性结合。种群生物学、生物分类学、生态学、进化生物学和遗传学这些基础科学学科与一些应用性学科融合形成了保护生物学的核心体系。许多保护生物学家也分别来自于以上的各个领域。另外，许多保护生物学的学术带头人原本是动物园、水族馆和植物园的工作者，他们为保护生物学带来了在家养条件下物种管理和繁殖的丰富经验。

保护生物学与环境保护主义（environmentalism）也密切关联。环境保护主义是以阻止对自然环境的破坏和污染为目标，以政治运动和教育活动为手段的一项广泛的社会运动。而保护生物学则是一门科学。保护生物学发现常常有助于环境保护主义的运动。但是它与环境保护主义截然不同之处在于，它是建立在生物学研究的基础上的。

由于生物多样性的危机相当大程度上来源于人类施加的压力，保护生物学还广泛采纳了其他许多领域的观点和理论知识。例如，环境法和环境政策研究为政府保护濒危物种及重要自然栖息地提供了法律基础。环境伦理学为保护生物多样性提供了理论依据。生态学家通过对生物多样性的多方面经济价值评估来支持物种保护的论证。生态学家、环境学家和气候学家监测环境的生物和物理特征，发展数学模型来预测环境对干扰因素，尤其是气候变化的响应。人类学、社会学和地理学等社会科学提供相应的方法来了解保护区本地人民的社会行为，并且唤起他们来保护自己的生存环境。保护生物学教育领域结合了学术研究和实地考察，对人民进行科普教育，促使他们认识到自然环境的价值，并力求通过大众教育解决环境问题。保护生物学集取了大量不同领域的理论和技术，所以它是一门典型的交叉科学（图 1.2）。

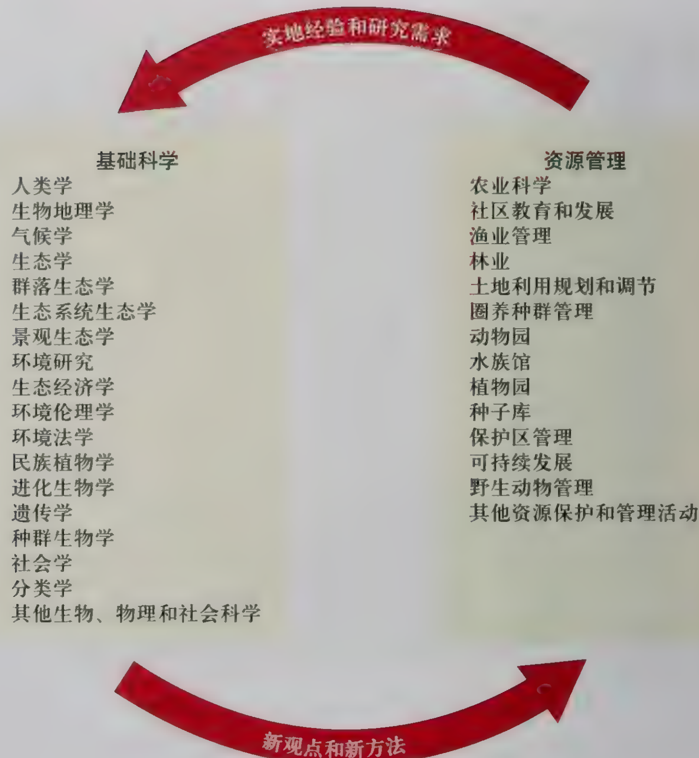


图 1.2 保护生物学是多学科多领域的融合。许多基础科学领域（左）为资源管理的实用性领域（右）提供了理论原则和创新方法。相应的，实地应用中取得的经验也影响着基础科学的研究方向（改编自 Temple 1991）

1.1.1 保护生物学的哲学根源

保护生物学可以溯源到宗教与哲学中关于人类社会与自然世界关系的探讨（Berkes 2001；McNeely 2001）。许多宗教信仰都认为，人的肉体和灵魂上都是与周围环境中的动植物紧密联系的。道教、佛教、印度教和日本神道这些东方哲学也都提倡保护和尊重原始生态环境，因为人们相信自然世界为人类带来重要的灵魂体验。这些哲学流派都认为自然世界与人类的心灵世界是直接相关联的，而人类对自然的改造或破坏就会切断这种重要的联系。在伊斯兰教的修行中，修行者会被赋予大自然守护者的神圣职责。近年来，一些基督教和犹太教的领导人也开始鼓励教徒把保护上帝创造的自然界当作人类的道德责任。

中国传统宗教和哲学十分强调人与自然的关系，以及自然对人类灵魂的影响。这种思想频繁见于中国宗教和哲学经典。例如，“智者乐水，仁者乐山”（《论语 · 雍也》）；“天人合德”（《易传 · 乾文言》）；“人法地，地法天，天法道，道法自然”（老子《道德经》第25章）；“天地与我并生，而万物与我合一”（《庄子内篇 · 齐物论》）；“凡人之生也，天出其精，地出其形，合此以为人”（《管子 · 内业》）…… 传统思想中的自然观也广泛地体现于中国的历代艺术作品中。

在美国，爱默生（Ralph Waldo Emerson）和梭罗（Henry David Thoreau）等哲学家认为，自然界对人类的道德和灵魂发展起着重要作用（Merchant 2002）。哈德逊学派（Hudson



图 1.3 约塞米蒂国家公园的赫奇谷是哈德逊学派最著名的野外风景艺术家比尔斯泰特（Albert Bierstadt）最喜爱的创作题材。这幅画作于 1875 年。四十年后，环保主义的先锋约翰. 缪尔领导了一场漫长但最终失败的立法斗争，试图阻止在 20 世纪 20 年代这里一个水坝的修建。这个水坝最终建成，淹没了赫奇谷，用来向三藩市提供水源和水力发电（Mount Holyoke Collge 艺术博物馆惠赠）

River School)的艺术家们也持同样观点。该学派的画家以对“大自然一手创造的安详境界”(Cole 1835）的浪漫描绘而著称于世（图 1.3)。自然保护的拥护者缪尔（John Muir, 1838—1914）和烈普（Aldo Leopold，1887—1948）则从科学的角度大力阐述保护自然栖息地和维护生态系统平衡的重要性。

在 20 世纪中后期，卡逊（Rachel Carlson）的《寂静的春天》(1962 年出版）揭示了农药引起的野生动物数量下降。这本书有力地掀起了现代环境保护主义运动。此后，融合了形而上学与科学论点的盖亚假说（Gaia Hypothesis, Lovelock，1988）提出，地球可以被看作一个“超级生物体”，它的生物、物理、化学成分相互作用并调节着大气层和气候特征。现代自然保护的拥护者们，比如第 3 章中将要提到的“深层生态运动”的参与者们，常常呼吁减少或停止那些干扰地球自然平衡的工业和人类活动。这种保持自然不受干扰的原生态的观点盛行于美国，而其他一些国家则更强调通过对土地的传统合理使用来保护大自然。

除了上面提到的生态保护主义者和生态系统保护的观点以外，平肖（Gifford Pinchot, 1865—1946）和他的自然资源管理理论也产生了深远的影响。平肖是第一任美国森林管理局局长。他把自然资源（natural resources）定义为大自然中存在的有商业价值和使用价值的物品，包括木材、饲料、净水、野生动物，乃至美丽的景观。平肖相信土地管理的

目的是利用自然资源在最大限度内为最多的人谋求最长远的利益。现代的生态系统管理（ecosystem management）概念，综合了平肖和烈普两人的观点，并加以延伸，以生态系统与野生物种的健康发展为管理的首要目标。现代的可持续发展（sustainable development）理念与上述的综合观念十分一致，强调人类当前和未来的经济发展应在不破坏环境和不损害生物多样性的前提下进行。

1.1.2 保护生物学的国际进程

在欧洲，人们对野生物种保护越来越强烈的关注始于 19 世纪，当许多物种开始小范围灭绝（locally extinct）的时候（Galbraith et al. 1998）。当时越来越多的土地被开发为耕地，再加上狩猎枪支的普及，使得野生动物数量大幅度减少。在英国，这种自然界的巨变激发了一系列全国性自然保护运动，并促成了一些早期保护组织的成立，包括 1865 年成立的 Commons, Open Spaces 和 Footpath Preservation Society, 1895 年成立的国家历史和自然遗产基金会（National Trust for Places of Historic Interest or Natural Beauty），和 1899 年成立的皇家鸟类保护协会。在这些组织的共同努力下，超过 50 万 hm^2 的开放性土地得到了保护。

在 20 世纪，英国政府通过了一系列法规来保护濒危物种、自然栖息地和海洋环境。1949 年，英国为了“保护野外环境和确保公众享受野外环境的权利”，通过了国家公园和野外土地使用法案；1981 年，为了“保护濒危物种，自然栖息地和海洋环境”，通过了野生物种野外环境法案。

其他许多经济发达国家也有自然保护和土地保护的悠久传统，尤其突出的是奥地利、荷兰、德国、瑞士、澳大利亚和日本。这些国家也和英国一样，既有政府立法又有民间环保组织推动自然环境的保护。在过去的 20 年中，欧盟和越来越多的国际组织（如世界自然基金会，WWF）组织了大量地区性合作来保护物种、自然栖息地和生态系统过程。

1992 年，巴西里约热内卢的地球峰会（Earth Summit, 又称“联合国环境与发展大会”（UNCED）带动了世界各国对生物多样性价值的关注。在这个会议上，来自世界 178 个国家的代表起草和签署了《生物多样性公约》（CBD, Convention on Biological Diversity）。为了响应这一公约和相关的国际协作，巴西、哥斯达黎加和印度尼西亚等热带国家扩展了他们的国家公园的面积。这些自然保护区的经济价值稳步提高，因为它们对旅游业十分重要，同时它们还有净化水源，吸收 CO_2 等重要的生态功能（见第 3 章）。许多热带国家建立了专门机构来管理对生物多样性的开发和利用。与此同时，各国也更加关注自然保护区传统原住民的福利，并且注意从传统文化中学习认识物种的价值并对它们加以利用。

中国自改革开放以来，经济迅猛发展。经济发展和人口增长给生态环境带来了巨大的压力。在有效控制人口增长的同时，也通过各种法律和政策为保护生态环境做出了巨大的努力。中国把建立自然保护区作为保护生态环境的重要措施。现有 2 531 个自然保护区。



图 1.4　中国自然保护区分布图（环境保护部自然生态司提供）

其中国家级自然保护区有 303 个，面积 9 365.6 万 hm^2（环境保护部 2007；图 1.4）。国家级自然保护区有 28 处列入联合国“人与生物圈”保护网络，有 33 处列入国际重要湿地名录。除自然保护区外，我国由中央行政机关直接管理的自然保护地还有以下几种：国家重点风景名胜区，现有 187 处，包括了自然风景区和人文风景区。其中 16 处被联合国教科文组织列入世界自然遗产或世界自然与文化双遗产（建设部 2007）。国家森林公园，现有 710 处（国家林业局 2009）。国家湿地公园，现有 38 处。国家地质公园，现有 138 处，其中 12 处被列入联合国教科文组织的世界地质公园名录。近年来我国开始尝试建立国家重点生态功能保护区，以跨行政区域保护主导生态功能为目的，同时促进经济社会可持续发展（国家环境保护总局 2006）。目前全国已建立 18 个由国务院批准的国家级生态功能保护区试点。自 1994 年中国第一个民间环保组织“自然之友”成立以来，中国的民间环保组织在十几年的时间里迅速增长到两千多家，成为推动中国生态保护的重要力量。

1.1.3 多学科协作途径：保护生物学实例分析

保护生物学大范围地推动了地区性、国家性和国际性的各种努力，通过促进科研和政策改革来支持生态保护，并因此有力地促进了对生物多样性的保护。一些濒危物种正是这样得到了保护。我们可以看到保护生物学作为一门科学正在积极扩展，社会科学在农村经济发展中得到了越来越广泛的应用，我们修复环境损失的能力也在逐步加强。所有这些都表明，虽然还有大量艰巨的工作要做，我们的社会在生态保护方面一直是在进步的。在世界各地，科学家们用保护生物学的方法解决着各种难题，这里提到的我国云南的高黎贡山自然保护区的建设和管理就是一个例子。

高黎贡山北接青藏高原，南达中印半岛，是全球生物多样性热点地区之一，也是一个重要的国家级自然保护区，它在 1992 年被世界自然基金会（WWF）评定为具有国际重要意义的 A 级保护区，2000 年 10 月被联合国教科文组织纳入“人与生物圈计划”。由于特殊的地理位置，复杂的地貌和多种垂直气候带，这一地区有丰富的生物物种资源，具有热带、温带、寒带的典型物种，并包括了一些古老物种。在高黎贡山的动植物中，有大量的特有物种和有药用或经济价值的植物。目前已发现和记录的种子植物中，有 1 116 个中国特有种，379 个云南特有种和 434 个地区特有种。

由于高黎贡山地理环境复杂，远离稠密人口聚集地，再加上这里一直受到重点保护，1962 年就被划为国有林禁伐区，长期以来这一地区比较完整地保持了原生态。但是在人口迅速膨胀，经济高速发展的今天，这一被誉为“物种基因库”的地区所面临的生态挑战仍然是严峻的，不容忽视的。在高黎贡山保护区的规划管理中，保护生物学的多学科协作特点得到了充分的体现。

以科学调研为基础

高黎贡山最早的气候地理记载可以追溯到唐代。在近现代，这一地区也吸引了大量的科学家和探险队，历次科考人员记录了大量的物种信息。然而由于高黎贡山有极其复杂和丰富的物种资源，大量的历史记录仍然远远不足以全面描述这里的生态系统。在最近的十多年来，中外科学家多次进行联合考察与研究。对高黎贡山的研究得到了国际关注，并受到了国内外多个科研基金和生态保护组织的资助。这些考察研究，积累了丰富的生物资源信息，并发现了大量新物种，包括一个植物新属，43 个植物新种及新变种，和 45 个动物新种及新亚种。除了自然科学考察研究外，近年来中外学者合作进行了大量的社会科学调查，包括对传统民族文化与生物多样性保护相关的研究、森林保护与社区发展项目、社区环境教育项目等。国内外生物学和其他学科的合作项目，为高黎贡山自然保护区资源保护与管理提供了科学依据，并使资源保护与周边社区的可持续发展相协调。

带动地方社区居民

高黎贡山地区是 16 个民族的传统聚居地，有丰富的文化多样性和悠久的人与生态系统共处的传统。在高黎贡山保护区的早期创建中，管理方与当地民众之间存在着一定矛盾。当地民众长期依靠伐木和狩猎生活，而保护区的建立使这些传统活动都在被禁止之列，因此周边社区居民对保护区政策有一定的抵触。而且保护区面积大、地理复杂，禁止砍伐和狩猎的法规往往难以贯彻执行。后来，保护区管理方尊重民族文化传统，组织周边社区居民共同管理共同获利。1994 年保护区管理局成立，管理人员以本地居民为主，管理工作从帮助农民种植经济作物出发，改善农民生活，从而使他们改变伐木和狩猎习惯。1995 年这里成立了农民生物多样性保护协会，这是我国第一个由农民自我组织、自我管理、自我服务、自我发展的环保组织。协会在云南省科委和美国麦克阿瑟基金会的资助下，帮助会员种植咖啡和经济果木林。同时协会还举办了多期培训班，对协会会员和其他村民进行生物多样性知识和农业实用技术的培训，帮助村民在脱贫致富的同时，增强生态保护观念。1999 年，在中荷合作森林保护和社区发展项目（The Sino-Dutch Forest Conservation and Community Development Project）的资助下，保护区与周边社区成立了社区共管委员会。社区共管委员会以扶贫和环境教育为工作重点，组织社区居民参与保护区和区内生态资源的管理，提高村民科学培育经济作物和合理利用自然资源的能力。社区共管的形势打破了自然保护管理机构只依赖行政和法律手段的旧格局，使周边社区居民与保护区建立了伙伴关系。

在保护区的发展历程中，管理策略从早期的单纯强调生态保护发展到后来的保护生态与发展经济并举，周边居民也逐渐积极参加到管理工作中，并且带动了广泛的社区生态保护活动。

生态旅游

高黎贡山丰富的资源和神秘的自然景观吸引了大量中外旅游探险者（图 1.5）。保护区采取“以旅游促发展，以发展促保护”的策略，力求将生态旅游作为可持续发展的有效手段。在高黎贡山的生态旅游建设中，资源保护被放在首要地位。在进行旅游区建设管理的同时，区内的一些珍稀濒危动植物得到了就地保护。保护区还建立了野生动植物近原生地保护中心，有计划地进行珍稀濒危植物、特有植物和传统药用植物的引种种植，在这些有特殊生态价值的植物的原生地附近建立起种子资源库。

保护区的生态旅游采取了严格的管理和控制措施。生态旅游只在划出的实验区内进行，绝对禁止人类活动对核心区的干扰。旅游线路、活动强度、游客人数等设计都控制在生态环境允许的范围内。旅游区的基础设施建设强调自然和谐，以帮助人们体验自然为目的，在体验活动中普及自然保护知识，实现生态旅游的教育功能。

高黎贡山的生态旅游建设坚持与周边居民社区发展相结合。高黎贡山丰富的文化传统和民族多样性是生态旅游的宝贵的非物质财产。在生态旅游中，社区旅游（农家住宿、民族风



图 1.5 滇西北的高黎贡山，环境优美、植被繁茂、物种丰富，既具有重要的生物多样性保护价值，也具有丰富的旅游资源（陈彬摄）

情等）被纳入发展规划，调动了周边居民参与的积极性，同时可以分享当地旅游业带来的经济利益。旅游区建立短期培训机构，面向本地居民进行导游、护林、医务护理等与旅游区相关的就业培训，使更多的本地居民获得就业机会，参与到旅游区的服务和管理中。

公众教育

近年来高黎贡山保护区逐渐成为一些省内外高等院校的教学实习基地，并于 1999 年成为云南省科普教育基地。保护区在基础设施建设中强调公众教育功能。保护区内的科普中心和标本展馆，成为当地学校的生物教学实习基地，并接待各地来访的中小学、大中专学校学生。保护区内设计了科普环线，在环线内设置了上百块生态警示标牌，并为上千株国家保护植物挂牌，向参观者详细介绍植物和生态知识。1999 年，保护区在全球环境基金会（Global Environmental Facility）的资助下实施了“GEF 社区环境教育”项目，在周边社区和学校中系统性地开展环境宣传教育活动，引导社区合理利用资源。

高黎贡山自然保护区的许多管理实践方法，不仅取得了良好的效果，而且对我国的保护生物学和农村可持续发展有实验性的意义。保护区在国际合作、社区共管、生态旅游等方面的探索在我国的自然保护区中是进行得比较早的，获得了许多独特的经验，取得了很

高的成就。其中很多管理模式有推广价值，可供我国其他地区乃至其他发展中国家的生态保护区借鉴。

1.2 保护生物学的伦理原则

这一章前面提到过，保护生物学是一个伦理性的学科，有一定的内在的价值观。这个领域是建立在一系列业内人士共同支持的原则基础上的（Soulé 1985）。这些原则可以总结为以下几点：

*物种多样性和生物群落应该受到保护。*总的来说，大部分人同意这一原则，因为他们热爱生物多样性。各大动物园、国家公园、植物园和水族馆每年上亿人次的游客就足以证明公众对繁多的物种和生物群落的强烈兴趣。甚至有理论提出，人类可能有种与生俱来的生物认同（biophilia），即天生对生物多样性的亲近（Kellert and Wilson 1993）。而且，很多人都能认识到生物多样性的经济价值（见第 3 章）。

*种群和物种的异常快速的灭绝是人们应当尽量避免的。*通常的种群或物种的灭绝是自然进程引起的，因此也不涉及伦理争议。过去，当一个种群地区性地消失，往往同时有新种群的建立和扩散来填补这个空白。然而现在，由于人类活动的影响，种群和物种灭绝的损失增加了百倍，却没有相应数量的新种群或新物种出现（MEA 2005；见第 5 章）。

*生态复杂性是应当保持的。*生物多样性的许多最有价值的特性只有在自然环境中才能体现。比如，有奇异花朵的植物由特别的昆虫来授粉。如果相关联的动物和植物被人为地分开养在动物园和植物园里，那么动植物间相互依附的关系也将不复存在。虽然物种的多样性可以在动物园和植物园中部分地保存，但是如果没有对野外环境的保护，生物群落里的生态复杂关系就终将消失。

*生物进化应当持续。*生物进化是形成新物种的根本原因，也是增加生物多样性的根本因素。因此，自然界中持续的种群进化应当保护和维持。相应的，人类应当避免任何限制或阻碍种群进化的活动。虽然人工养殖濒危物种很重要，但这些物种的自然进化进程被切断了，即使有一天被放回野外环境，也可能无法生存。

*生物多样性有其内在价值。*即使不考虑人类社会的经济、科学或审美价值，物种和它们所在的生物群落也有他们自己的内在价值。这种价值并不仅仅是由它们的进化历史或生态功能决定的，而是恰恰由它们自身的存在决定的（见第 3 章相关讨论）。

不是每个保护生物学家都认同以上每一点，也不是所有的人都必须同意以上所有的观点。即使是只同意以上两三点的个人和组织往往就很愿意支持生态保护工作了。

1.3 成果与挑战

在很多方面，保护生物学是一门研究危机的学问。每一天，都有很多关于公园设计、

物种管理和其他与生态保护相关的决定是在时间的压力下形成的。保护生物学家们和其他科学家们有能力向政府、企业和公众提出很好的建议，供他们做出重要决定时参考。但是由于时间的压力，科学家们常常不得不在没有充分调查结果的情况下提出建议。在一些时候，无论是否具备科学建议，决策者都必须做出决定，因此科学家们必须时刻准备着根据现有的依据和判断来表达他们的意见并采取行动，这样才能使科学的建议最大限度地被采纳（Marris 2007; Chan 2008）。科学家们还必须能够用超越现有危机的长远眼光来看待问题和进行保护生物学的长远计划（Redford and Sanjayan 2003; Grenak et al. 2005）。

保护生物学领域还面临着一些紧迫而严峻的任务：记录地球的生物多样性；保护现存的生态资源；修复被破坏的生态系统。从政府对生态保护活动更多地参与、保护生物学组织和项目获得的更多资金和国际保护生物学会（图 1.6）这个专业组织的扩大上，可以看出保护生物学领域在增长壮大。在我国，从政府环保机构的发展，国际自然保护联盟、世界自然基金会、美国大自然保护协会等国际环保组织纷纷在中国设立分支机构和本土民间环保组织的层出不穷，也可以看出生态保护在我国受到了越来越多的重视。2007 年美国前副总统阿尔 . 戈尔与联合国政府间气候变化专家小组（Intergovernmental Panel on Climate Change）共同被授予诺贝尔和平奖，他们唤起公众对全球气候变化的关注，因此得到了表彰。他们的获奖也说明了全世界对环境问题越来越高的关注。



图 1.6 保护生物学协会会标。这个设计代表了我们共同生活的生命圈，中心的海浪象征着世界面临的种种变化。这个图标还可以被看成一只鸟，鸟的翅膀是两片舞动的叶子。（国际保护生物学会提供）

我们可以看到很多积极的方面，证明保护生物学虽然任务艰巨但是充满了希望。在过去的几十年里，世界贫困人口逐年减少，人口增长趋势得到了抑制（Sachs 2005）。全球的自然保护区面积稳步增长，海洋保护区面积更是增长迅速。

然而，保护生物学的成败最终决定于它为保护生物多样性作出的贡献。只有当保护生物学的方法做出其他相关学科不能直接做出的贡献，当保护生物学促使物种和生态群落得到保护与恢复的时候，保护生物学的努力才算是成功的。



小结

1. 上千个物种在走向灭绝，基因多样性在逐渐降低，上百万个种群在消失，整个生态系统正在遭受人类活动的破坏。
2. 保护生物学结合了多个科学领域。它记录生物多样性，指出人类活动对生物多样性的威胁，建立保护和恢复生物多样性的方法。大部分保护生物学家以一系列业界达成共识的伦理原则来指导他们的工作。
3. 保护生物学吸收了科学、宗教、经济和哲学的观点来达到它的目标。当前的可持续发展模式强调用多学科结合的途径来利用自然资源促进发展，以不损害环境和生物多样性的手段来满足人类当前的和长远的需要。



讨论题

1. 保护生物学与其他生物学分支（如生理学、遗传学或细胞生物学）有哪些根本区别？它与环保主义有什么不同？
2. 你认为当今世界面临的最严重的生态保护问题或环境问题有哪些？你所在的社区面临的最严重问题有哪些？你能为解决这些问题提出什么建议？（现在先试着回答这个问题，读完全书后再回答一次这个问题。）
3. 你如何描述你对保护生物学和环境问题的总体观点？你同意或不同意哪些上述讨论的与保护生物学相关的宗教或哲学观点？你会怎样，或正在怎样，用你的行动来实现你的观点？

推荐读物

Chan, K. M. A. 2008. Value and advocacy in conservation biology: Crisis discipline or discipline in crisis? *Conservation Biology* 22: 1-3. Conservation biologists should be discussing how to most effectively advocate on behalf of biodiversity. 保护生物学家应当讨论如何有效地倡导生物多样性保护。

Diamond, J. 2005. *Collapse: How Societies Choose to Fail or Succeed*. Viking Press, New York. 一个进化生物学家和生物地理学教授讲述环境灾难如何破坏以往的人类社会和威胁我们今天的社会。

Leopold, A. 1949. A Sand County Almanac. Oxford University Press, New York. 这本有影响力的经典著作被多次出版印刷。列普引人深思的散文集回忆与杂论于一体，讲述了他保

护土地和动植物的经历。

Marris, E. 2007. What to let go. *Nature* 450: 152-155. 在这个生态危机的年代，科学家们试图决定哪些物种和生态系统应该最优先得到资助和受到保护。

Orr, D. W. 2007. Optimism and hope in a hotter time. *Conservation Biology* 21: 1392-1395. 希望意味着认清事实并有勇气面对事实做出努力。

Redford, K. H. and M. A. Sanjayan. 2003. Retiring Cassandra. *Conservation Biology* 17: 1473-1474. 在这片短小而颇具影响力的文章中，作者强调保护生物学需要建立长期的、正面的愿景。

Robinson, J. G. 2006. Conservation biology and real-world conservation. *Conservation Biology* 20: 658-669. 为了达到目标，保护生物学需要增加它在职业领域以外的影响，使自己与民众和社会更加息息相关。

本领域的核心期刊：*Biodiversity and Conservation, Biological Conservation, BioScience, Conservation Biology, Ecological Applications, Journal of Applied Ecology,* 生物多样性（*Biodiversity Science*）

（董燕 编译，马克平 审定）





加州金花：是一个物种还是多个物种？隐形种多样性的典型案例（见第 21 页）

第 2 章
什么是生物多样性

生物多样性保护是保护生物学的核心。保护生物学家使用的术语生物多样性（biological diversity 或 biodiversity），是指全部物种、生物的所有遗传变异以及完整的生物群落和各种各样的生态系统。根据这一定义，生物多样性重点考虑三个层次：

- *物种多样性*　包括地球上的所有生物。从单细胞的细菌、古细菌、原生生物到多细胞的植物、真菌以及动物在内的所有生命体的多样性。
- *遗传多样性*　是指种内的遗传变异，既包括单一种群内个体间的变异，也包括地理上隔离的种群间的个体变异。
- *生态系统多样性*　是指不同的生物群落及其与生存环境相互作用的生态过程。

众所周知，生物多样性的这三个层次是所有生命包括我们人类在内赖以生存和繁衍的必要条件（Levin 2001）。物种多样性是物种进化和生态适应的全过程。物种多样性为人类提供了生活必需的多种资源。如物种丰富的森林为人类的衣食住行提供各种各样的动植物产品，而遗传多样性则使物种保持一定的繁殖活力和抗病能力，进而适应不断变化着的环境。家养动植物的遗传多样性具有特殊价值，对培育和改善现代农业优良品种、抗病性作物等具有重要意义。生态系统多样性是不同环境条件下所有物种相互作用的组合。沙漠、草原、湿地和森林系统中的生物群落为人类生存提供了如饮用水和农业用水、洪水控制、水土保持，维持空气和水的清洁等至关重要的生态系统服务。下面，将分别介绍生物多样性的三个不同层次的内容。

2.1 物种多样性

物种多样性包括地球上发现的所有物种。认识物种并对其进行分类是保护生物学的主要目标之一（Morell 1999）。

针对广泛分布在地球上的物种，在形态大小等外观性状上可用信息很少的情况下，生

物学家是如何确定每个具体的物种呢？新物种是如何产生的？一个物种是如何演变成另外一个或更多新物种的？演变过程又是怎样的？这一连串的问题正是目前生物学中的一个十分活跃的研究领域。我们已经知道，新物种的形成是一个缓慢的过程，即使不经过数千代也要经过数百个世代。新属和新科等更高级分类阶元的进化，则是一个更为缓慢的进程，通常持续几十万甚至几百万年。与此相反，人类活动仅在短短的几十年内就能摧毁这些经由长期自然进化过程所创造出来的独特物种。

2.1.1 什么是物种？

有关物种（species）的定义，对生物学家来说可能会很复杂，但从实际操作考虑，通常选择以下两种之一：

1. 物种是指一组个体，其形态、生理和生化特征与其他个体群有着显著不同，能够相互区分，这是物种的形态学定义（morphological definition of species）。
2. 物种是指在自然条件下能够相互交配且产生能育后代的一群个体，但这群个体不能与其他类群的个体交配产生能育后代，这是物种的生物学定义（biological definition of species）。

由于定义物种概念的方法和假设的不同，因此，这两种定义所界定的物种群体可能不同。

物种的形态学包括形状与结构，或简称外观。目前，越来越多的倾向于运用 DNA 序列差异和其他分子标记来区分形态上看起来几乎相同的物种，如细菌（Cagnato and Sun 2007）。分类学家（taxonomists）常用物种的形态学定义（分类学家：是指专门鉴定标本并对物种进行分类的生物学家）。分类学家在野外采集标本并设专门的地方对标本进行长期保存。这些长期保存的标本为物种的描述和系统分类提供了依据。每个物种的命名都由两部分构成（即双名 binomial），如 *Canis* 是犬的属名，*lupus* 是属下等级名称（种名），二者合在一起就是灰狼（*Canis lupus*）的学名。这个命名系统将一个物种分出的同时又联系了与其相似的其他物种，如同属不同种的郊狼（*C. latrans*）和红狼（*C. rufus*）等。

进化生物学家（即那些研究物种随着时间变化而演化的生物学家）常用物种的生物学定义，该定义强调物种的遗传特征，即繁殖和遗传的关系，而不是受环境影响的外观性状。实际上，由于种内个体间繁殖等信息很少，使得物种的生物学定义难于应用。

此外，对物种进行分类鉴定时遇到的问题比预期的还要多（Bickford et al. 2007；Haig et al. 2007）。例如，一个物种可能会有几个变种，所有变种在形态上都有差异，但个体之间又足够相似，因此它们会被认为是同一个物种。以品种繁多的家犬为例，所有的犬都属于同一个物种——家犬（*C. familiaris*），尽管在形态上不同品种的犬会有显著差别，但它们之间都很容易发生杂交（图 2.1）。相反，一些形态和生态特征上非常相似、亲缘关系很近的"姐妹种"，在生物学上则是相互隔离不能进行杂交的。

分类学家已经认识到，在许多情况下被认为属于同一个物种的不同种群，在遗传上却有显著差别，属于不同物种。借助于分子生物学手段可以区分在形态上相似的许多细菌、植物、甚至动物。比如加州金花——这种产于美国西部的野花，曾被视为一个种（*Lasthenia californica*）（见第 18 页）。对这种植物 60 个种群的 DNA 序列分析表明，这些种群在遗传上属于两个不同的群体。植物学家推测这两个群体可能是长时间沿不同方向独立进化的结果（Chan et al. 2002）。进一步研究发现，这些植物在形态上具有细微的差别。最后的结论是，许多被认为是 *L. californica* 的种群，虽然在形态上相似但实际上是不同的种。这种情形称为隐形种多样性（cryptic biodiversity）。因此，针对广泛存在的未描述物种，我们有可能会根据形态相似而错误地将其划分为其他近似种（Lahaye et al. 2008）。

在实际中，更为复杂的情形是，不同物种之间可能会偶尔交配并产生杂交种（hybrids），形成介于父母双亲表型中间状态的杂种个体，这就使得物种之间的区别变得更为模糊。在有些情形下，杂种的个体往往比父母任何一方更能适应外界环境，可能因此形成新物种。在受到扰动的生境中，植物群体之间的杂交特别常见。也就是说，当少数或个别稀有物种被大量其他物种包围的时候，物种间的杂交就可能会频繁发生，一个典型的例子就是濒临灭绝危险的美国红狼。目前该物种的保护价值已受到置疑：因为形态学和遗传学上的证据表明，现存红狼实际上是过去的红狼和常见郊狼广泛杂交产生的后代（图 2.2；Brownlow 1996）。

物种之间相似的特征以及易于混淆的命名，都不能清楚地把一个物种和另一个物种区分开，这种情形阻碍了物种保护的工作（Gerson et al. 2008）。如果物种的名称没有确定，要制定一个准确无误的法规对该物种进行保护就很难。虽然，

(A)



(B)



图 2.1 所有的犬都属于同一个物种——家犬（*C. familiaris*），尽管在形态上有显著差别，但它们之间很容易杂交。（A）大丹犬：有很长的腿和极大的力量。它们及其祖先因为参与捕杀野猪而名垂欧洲史。（B）威尔斯柯基犬：一直作为牧牛犬来饲养，它们的短腿有助于在牛身下自由跑动（David McIntyre 摄）



图 2.2 鉴于红狼（*C. rufus*, 如上图所示）和更为常见的郊狼（*C. latrans*）之间杂交发生的程度，有人认为红狼应不再是受保护的濒临灭绝物种（Brian COOK/Alamy 摄）

每年都有数以万计的新物种被描述，但这样的速度还不够快。要解决物种保护问题的关键是要培养更多的分类学家，特别是能在物种丰富的热带地区工作的分类学家（Wilson 2003）。

2.1.2 生物多样性的测度

保护生物学家常常要确定物种多样性高的地区。生态学家已经建立了定量测量和比较的方法，在不同尺度上测量生物群落的整体多样性（Legendre et al. 2005; Novotny et al. 2007）。

不同地理尺度上描述物种多样性的 3 种量化指数：

1. α 多样性（alpha diversity）物种多样性的最简单定义是指群落内的物种总数，称为物种丰富度（species richness），即 α 多样性（alpha diversity）（Gabriel et al. 2006）。

2. γ 多样性（Gamma diversity）适用于更大的地理尺度，是指一个大范围内所有生态系统中的物种总数，比如陆地范围内的物种总数。

3. β 多样性（Beta diversity），将 α 多样性和 γ 多样性结合起来，描述的是一个大区域内物种组成沿环境梯度的变化程度。比如，一个地区的每个湖泊内的鱼类组成都很相似，这样该地区的 β 多样性就会较低；相反，如果该地区一片森林的鸟类组成和附近的另一片森林的鸟类组成完全不同，那么这个地区的 β 多样性就会很高。β 多样性可以由 γ 多样性除以 α 多样性得到。

借助实例来进一步阐明这 3 种多样性指数。如图 2.3 所示，区域 1 内每个山上的平均物种数量都比其他两个区域多，因此区域 1 具有最高的 α 多样性；区域 2 的所有山上总共有 10 个不同物种，其 γ 多样性最高；通过 γ 指数除以 α 指数可知，因为区域 3 内每个山上的物种都不相同，区域 3 比区域 1 或 2 具有较高的 β 多样性。

实际上，测量多样性的这 3 种指数往往是高度相关的。以安第斯山脉东侧山麓的植物群落为例，3 个多样性指数：α，β 及 γ 值都表现出很高的水平。

这些定量描述多样性的方法多见于技术性很强的生态学文献中，只涵盖了保护生物学家使用的广义生物多样性概念的一部分。然而，论及世界范围内的物种分布格局和对不同区域进行比较时，这些多样性指数是很有用的。此外，强调保护一些地区的大量本土物种时，这些指数也很有意义。

要点： 物种多样性的识别模式有助于保护生物学家确定哪些地方最需要保护。

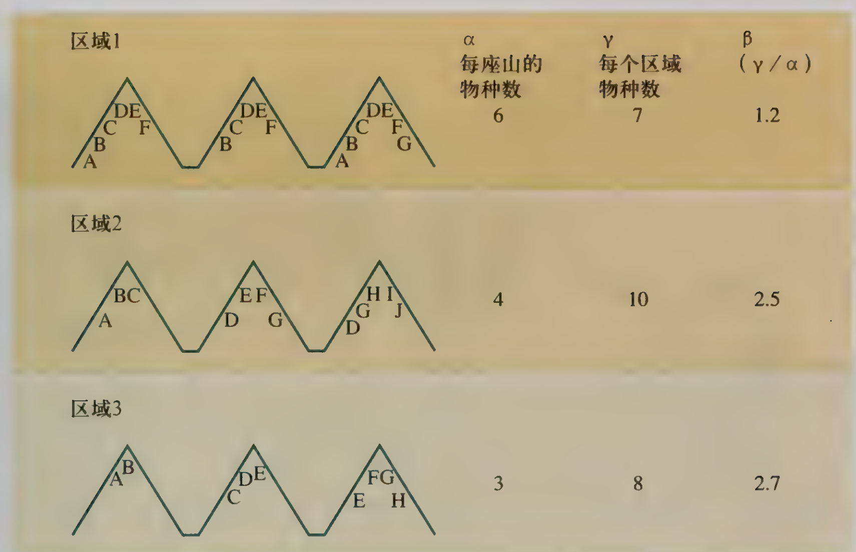


图 2.3 3 个区域的生物多样性指数，每一个区域都包含 3 个独立的山。每个字母代表一个物种，有些物种只在 1 个山有分布，而有些物种则在其他 2 个或 3 个山都有分布。每个区域的多样性分别用 α，γ，和 β 多样性值表示。如果资金只能保护一个区域的物种时，区域 2 当首选，因为它的 γ 多样性值最大 (物种总数)。但是，如果只有一座山可以得到保护 ，区域 1 中的山应当入选，因为区域 1 里面的山拥有最高的 α 多样性值，也就是说，区域 1 内每个山的平均物种数量最高。相比其他两个地区，区域 3 内的每个山都有一个不同的物种组合，表现出较高的 β 多样性值。如果区域 3 入选，那么该区域内每座山受保护的相对重要性则取决于物种组合的稀有性

2.2 遗传多样性

保护生物学家研究的是每个层次（物种、遗传和生态系统多样性）的生物多样性变化和维持的机理。物种的遗传多样性往往受种群内个体繁殖行为的影响。种群（population）是由一组能相互交配并产生后代的个体组成，而一个物种可能会包括一个或多个分离的种群。一个种群可能只有少数的几个个体，也可能由数以百万计的个体组成。

种群内的个体之间在遗传上通常都有不同程度的差异。这种差异表现为遗传多样性，更确切地称之为遗传变异(genetic variation)，表现为个体间不同形式的脱氧核糖核酸(DNA)序列，即基因（genes）——用来编码生命基础物质蛋白质的功能单位（这些蛋白的例子如，存在于哺乳动物消化系统里的酶蛋白或者血液里面携带氧气的血红蛋白）。变异来自于突变（mutations），即构成单个基因 DNA 序列的改变。一个基因的不同形式被称为等位基因（alleles），每个基因的不同等位基因可能会影响到生物个体的生长发育，也可能影响到生物个体对环境的适合度（fitness），即对生物个体生存和繁殖能力的影响（图 2.4）。

基因重组（recombination）使遗传变异增加。在有性繁殖的过程中，来自双亲的染色



图 2.4 某个基因的等位基因的变化和染色体之间的差异导致个体间的遗传变异。同样，遗传变异在种群内和不同种群的个体间也可以发生（引自 Groom et al. 2006）

体配对，进而位于染色体上的基因发生交换，产生具有独特遗传性状的后代。基因突变提供了遗传变异的基础物质，因此，有性繁殖物种的等位基因随机重组显著提高了遗传变异的潜力。

一个种群内的所有基因及其等位基因构成了种群的基因库（gene pool），而个体所特有的等位基因组合就是其基因型（genotype）。个体的基因型在特定环境中表达，形成形态、生理、解剖以及生化等性状的组合，称之为表型（phenotype）。表型的例子包括：眼睛的颜色、血型以及各种各样的酶。这些特征是由个体特定的基因型事先决定的。

等位基因的数量多于一对时称之为多态基因（polymorphic genes）。种群内遗传变异的量就取决于这些多态基因的数量以及每个多态基因中等位基因的数量。多态基因的存在意味着种群内一些个体的基因是杂合的（heterozygous），也就是说，它们来自双亲的等位基因是不同的；另一方面，一些个体的基因可能是纯合的（homozygous），即接受亲本的等位基因是相同的。所有这些遗传变异都有助于物种适应不断变化着的环境。一般来说，许多稀有物种的遗传变异少于那些广布种。因此，可能缺少对外界环境条件变化的应变力和适应力，才使得它们更容易面临灭绝的危险。

要点：物种内的遗传变异可以提高其适应环境变化的能力。

家养动物和栽培植物是人类生存所依赖的食物来源，遗传变异对其品种改良同样重要。通过人工选择和杂交可以获得优良的农作物品种和家养动物品种。

2.3 生态系统多样性

生态系统是多种多样的，这种多样性有时在一个特定的景观中都很明显。譬如，当我们攀登一座高山时，分布于该山上的动植物种类往往表现出渐变的趋势，植被从高大乔木林转变为长满苔藓的矮树林，再过渡到高寒草甸直到山顶最高处的寒冷岩石，呈现出多样的变化格局。在此过程中，我们会看到不同景观中的物理因子（如土壤类型、温度和降水量等）和生物因子都在发生变化，动植物物种也随之变化。这种景观和生物多样性的变化是对环境变化的响应。

生物群落（biological community）被定义为一群占据特定地域又相互作用的物种的集合。生物群落与其相关的理化环境一起构成生态系统（ecosystem）。生态系统的特性决定于生态系统过程（ecosystem processes），如：水分循环、养分循环和能量流动。水分一开始从植物叶片、地表等其他表面蒸发，然后以降雨或降雪的形式返回到陆地或海洋。土壤则是由母岩和分解的有机质形成。绿色植物通过光合作用固定光能，用于自身生长，部分能量随后转移到食草动物体内或者取食食草动物的其他动物体内，这些能量进而在生物的生命周期里和它们死后的分解过程中，以热能的形式释放出来。在光合作用过程中，植物吸收 CO_2 并释放 O_2，而在动物和真菌的呼吸作用中情形则恰恰相反，动物和真菌吸收 O_2 释放 CO_2。矿物质如氮、磷在生态系统的生物或非生物组分之间循环。在地理范围上，生态系统过程可以从几个平方米到数公顷至几平方公里；区域尺度上的生态系统过程可能涉及数万平方公里（MEA 2005a）。

物理环境，特别是温度和降水量的季节变化以及陆地表面特征，影响着生物群落的结构和特点，并在深层次上影响并决定着一个特定地区成为森林、草原、沙漠或者湿地。在水生生态系统中，水的流速、透明度、化学成分、水温和深度等特性影响其生物区系组成；反过来，一个生物群落也能影响其物理环境，如某个特定的陆地生态系统内的植物群落可能会影响到风速、湿度和温度，同样，在海洋生态系统中，如海带林和珊瑚礁就能影响其周边的水温和流速。

要点：在一个生物群落中，不同物种对食物、栖息地、土壤类型、温度、水分等许多其他资源具有不同的需求，任何一个环境因子都有可能限制群落内物种的数量和分布。

在生物群落内部，每个物种的作用不同，对外界环境的需求也不同。例如，生长在某一特定类型土壤里的植物，只有在一定光照和水分条件下才能长势良好，并借助于某些特定的昆虫授粉，需要特定的鸟类传播种子。与此相似，群落内不同动物对食物和栖息地的要求也不尽相同。所有这些环境因子都会成为群落内种群大小及其分布的限制性资源（limiting resource）。

因此，在群落内部，由于物种本身的特殊需求、行为或喜好，一些物种往往只出现在群落演替阶段的某一特定时间里。生态学上的演替（succession）是一个包括物种组成、群落结构、土壤化学成分和小气候等特性在内，受自然或人为扰动后发生的渐变过程。例如，

喜阳的蝴蝶和一年生植物通常只出现在群落演替的初级阶段。比较典型的演替初级阶段如已长成的老龄林被飓风或采伐清掉之后的几个月或几年内出现的情景。此时林冠层被破坏，林地阳光充足，白天温度高、湿度低。再经过数年或数十年的演替过程，林冠层才能逐步得到重建。不同的物种，包括一些耐阴的野花、一些栖居在枯死树洞中的鸟类，其数量会在演替的中期或后期阶段逐渐繁荣。天然林的人为管理措施通常会破坏自然演替的模式，例如，过度放牧的草地和严重砍伐的森林中都不会出现演替后期物种。

群落的组成成分往往受竞争和捕食的影响。捕食者（predators），是指专门猎取和杀死猎物（prey）的动物。捕食者的存在可显著减少某些被捕食物种的数量，甚至将一些物种从特定的栖息地内清除。事实上，在群落内部，捕食者的存在能控制并保持每个物种密度的最低值，从而避免物种对一些资源的过度竞争，进而间接增加了被捕食者的多样性。

在许多群落内，环境资源可支持的物种及其个体的数量被称为容纳量（carrying capacity）。当捕食者存在时，被捕食者种群的大小通常远远低于其环境容纳量。如果因为狩猎和捕鱼等其他人为活动导致捕食者被清除，被捕食者种群可能会增加到接近甚至超过环境容纳量。一旦超过环境容纳量，群落内的关键资源将会被过度利用从而引起种群崩溃。此外，一个种群的大小也会受与其竞争同样资源的其他物种的限制。例如，当竞争同样栖息地的海鸥数量达到很多时，栖居在小岛上的燕鸥种群的数量就会降低。相反，如果海鸥被清除的话，燕鸥的数量就会增加。

群落成分也会受到具有互惠共生关系（mutualistic relationship）的物种的影响。两个互惠共生物种个体共存时，其中任何一个物种的种群密度都会比它单独存在时高。互惠共生现象的最常见例子如：肉果类植物和散布种子的食果性鸟类，传粉昆虫和有花植物，为蚂蚁提供食物和避难所的植物以及保护植物免遭其他病虫害的蚂蚁。互惠共生关系的极端情况是两个物种总是在一起，缺少了任何一个，两者都不能生存，这种关系称为共生关系（symbiotic relationship）。例如，因为海水温度的偶然增高而导致寄居于珊瑚中的某些藻类死亡后，与之共生的珊瑚会变得衰弱，进而死亡。在这样的情况下，保护措施必须考虑共生关系里的两个物种。

2.3.1 营养水平

根据物种从群落环境中获取能量的方式不同，可将它们分为如图 2.5 所示的不同营养级（trophic levels）。初级生产者（primary producers）组成第一营养级，是由营光合作用的物种组成。它们能直接从太阳获得能量合成生长所需物质。在陆地环境中，被子植物、裸子植物（如松柏类），以及蕨类植物负责大部分光合作用；在水生环境中，海草、单细胞藻类和蓝绿藻都是最重要的初级生产者。所有这些物种能直接利用太阳能把碳、氮等简单的化学分子合成它们生长所需的有机物。由于只有很少的能量被转移到下一个营养级，所以，陆地生态系统中植物的生物量通常最大。

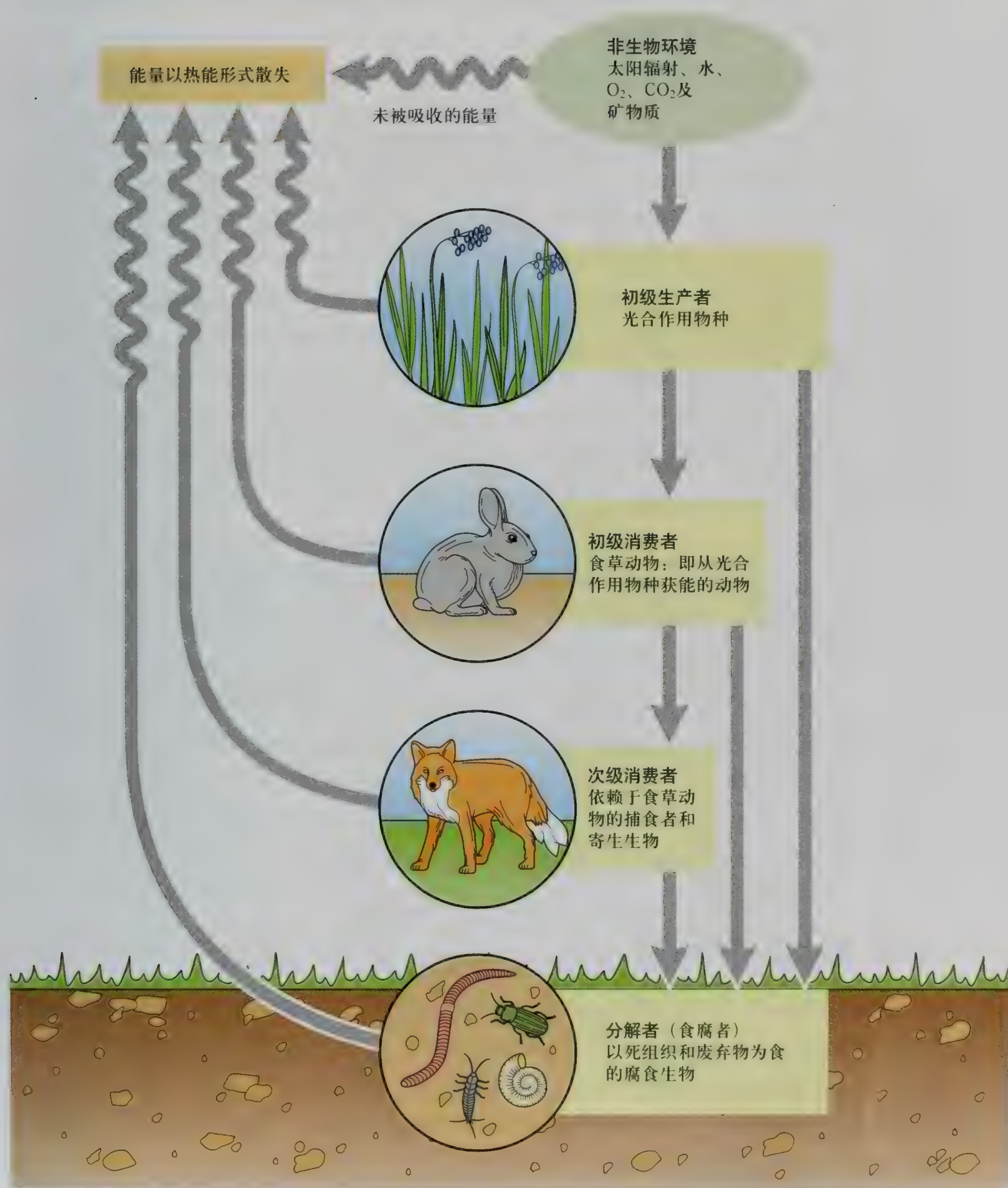


图 2.5 一个农田生态系统模型，显示出系统中的营养级和简化的能量传递途径

食草动物（herbivores）组成第二营养级，因其以营光合作用的物种为食，也被称为初级消费者（primary consumers）。食草动物的采食强度往往决定了植物物种的相对丰富度，甚至影响到所能提供的植物产品。

食肉动物位于第三或更高的营养级。食肉动物（carnivores）通过捕食其他动物获取能量。捕食食草动物（如：兔子）的第三营养级的食肉动物（如：狐狸），称为次级消费者（secondary consumers）。捕食其他食肉动物（如青蛙）的第四营养级的更高级消费者（如大嘴黑鲈），称为三级消费者（tertiary consumers）。一些既捕食动物又采食植物的次级和高级消费者称为杂食动物。一般而言，营养级越高的种群其个体数量越少，因此捕食者的种群密度通常都低于被捕食者。

寄生生物和致病的微生物构成了捕食者的一个重要亚群。动物的寄生物（包括蚊子、虱子、肠道寄生虫和原生动物）和致病的微生物（如细菌和病毒），一般个体较小且不会马上杀死宿主。植物通常会受到一些细菌和病毒以及多种寄生物包括真菌、其他植物（如槲寄生）、线虫和某些昆虫的侵害。寄生生物对其宿主的影响不一，从悄悄地使寄主变弱到逐渐杀死寄主。寄生生物和致病微生物从家养动物如犬类到野生动物如狮子的传播对许多野生稀有物种的生存构成重大威胁（见第4章）。

分解者（decomposers）或食腐者（detritivores），分解者也被称为腐食者，是指以死的动植物组织、尸体和废弃物（碎屑）为食的种类。分解者能把一些复杂的组织和有机分子分解成作为初级生产原材料的简单分子，从而将硝酸盐和磷酸盐等释放到土壤和水生环境中，供给高等植物和藻类再度利用。与食草动物和食肉动物相比，分解者在外观上通常很不显眼，以至于很容易被忽略。但它们在生物群落里的作用是至关重要的。最重要的分解者是真菌和细菌。此外，大量的其他物种在有机质分解过程中也起着重要作用。例如，秃鹰等撕食已死亡的动物，蜣螂掩埋并食用动物粪便，蠕虫分解落叶和其他有机物质；水生环境中的螃蟹、蠕虫、软体动物、鱼类以及许多其他生物取食废弃物等等。如果没有这些分解者，大量有机物质便会累积，植物的生长也将大大减慢。

2.3.2 食物链和食物网

物种被划分为不同的营养级，但是它们在营养级内的实际需求或觅食习性可能会相当有限。举例来说，某一种瓢虫可能仅仅取食一类蚜虫，而这类蚜虫也可能仅仅取食某一种植物。物种之间这些特定的觅食关系被称为食物链（food chain）。然而，在许多生物群落中更为常见的情形是：一个物种取食比它营养级低的其他物种，同时又和相同营养级的物种一起竞争食物；反过来，该物种又可能被比它营养级高的其他物种捕食。因此，一个能更准确描述生物群落中各营养级物种之间关系的概念是食物网（food web），即生物群落中的物种因为复杂的取食关系而联系在一起。在相同营养级上、利用大致相同环境资源的物种可视为同一个共位群（guild）。当然，人类活动可以大大改变食物网里的一些关系（Becker

and Beisinger 2006; Levy 2007)。例如，城市环境中，鸟类种群会增加，是因为人为地降低了被捕食的风险；鸟类种群的增加又降低了昆虫的数量（Faeth et al. 2005)。

2.3.3 关键种和关键种组

在群落内，某些具有相似生态特征的物种或物种集团有决定其他物种在群落内生存的能力（图 2.6)，这些物种被称为关键种（keystone species)。关键种对群落组成的影响，要远远大于依据它们的个体数量或生物量预测的影响（Mumby et al. 2006)。保护关键种或关键种组是重点，因为这些物种的丧失可能导致许多其他物种的丧失。

一个生态系统内的顶级捕食者可能是关键种，因为食肉动物常常会显著影响食草动物种群的数量。虽然捕食者只占群落中所有物种的很小一部分，但是清除少数捕食者就有可能引起植被的显著变化和生物多样性的重大损失，这种现象称为营养级联（trophic cascade)。例如，在一些地方因为人类狩猎等原因导致狼和其他食肉动物的灭绝，从而引起鹿群的急剧增加。鹿群的过度取食又造成许多草本、灌木植物群落的严重退化。反过来，植被的消失又危害到鹿群和其他食草动物包括昆虫的生存。同样，植被覆盖的降低可能会



图 2.6 关键种决定着一个生物群落里大量其他物种的生存。关键种虽然只占群落组成的很小比例（总生物量的很小一部分），但是一个关键种的丧失，可能导致群落组成发生重大改变。群落内稀有种的生物量最小，不会有太大的影响。优势种占群落生物量的很大比例，相应的会影响到其他许多物种。然而，有些物种，虽然既常见又具有高的生物量，但对群落构成的影响则相对较小（引自 Power et al. 1996）

引起土壤侵蚀，继而导致土壤动物和微生物物种的丧失。一旦将狼群重新引入生态系统，整个系统的营养关系可能会慢慢地重建（Beyer et al. 2007）。

有些关键种的活动强烈地改变着自然环境，因此关键种常有"生态系统工程师"之称（Beyer et al. 2006）。例如，当洪水危及温带森林时，海狸会建造水坝，为许多物种创建新的沼泽栖息地。

关键种的消失有可能导致一系列的灭绝事件发生，称为灭绝级联效应（extinction cascade）。灭绝级联效应会进一步导致生态系统退化，使得各营养级上的生物多样性大大降低。在热带森林生态系统内，榕树通常被认为是关键种，因为它们的果期很长，是许多鸟类和哺乳动物重要的食物来源。如果由于采伐或外来病菌感染等原因引起榕树种群突然急剧下降，榕树的损失不仅会影响到取食榕果的鸟类和哺乳动物，最终也会影响到靠捕食这些鸟类和哺乳动物的食肉动物。总之，关键种的丧失对于整个食物链的影响是灾难性的。因此，在热带地区进行择伐时，榕树和其他重要的产果树种应受到重点保护，而在群落内一些不属关键种的树种可以少量择伐，对群落的生物多样性影响较小。

要点：如果科学家们能够识别群落内受人类活动影响的关键种，那么这些物种便会得到更好的保护。

2.3.4 关键资源

一些特别的生境可能包括重要的环境的或结构性的资源，称为关键资源（keystone resources）。例如，在旱季水位下降的时候，溪流、泉水和池塘的深处便成了鱼类和其他水生生物的避难所。对于陆生动物，这些水源可能会提供一定距离范围内的饮用水源。一些中空的树干也可能会被许多鸟类和哺乳动物作为繁殖场所。群落内关键资源的丧失可能导致某些动物种群的迅速消失，特别是某些鸟类和哺乳动物。一旦某些动物消失的话，有可能会引起灭绝级联效应，即依赖这些动物传粉或传播种子的植物种群的丧失。

2.3.5 生态系统动态

生态系统动态，即在生物群落与其无机环境相互作用的过程中，生态系统的一些关键过程，如能量流动、生物量的形成、碳和氮等营养物质的循环及水分循环等动态过程（MEA 2005b）。一个因人类活动而破坏的生态系统，会失去系统内的一些物种和某些特定过程。比如，遭受风暴袭击后的生态系统会失去蓄水而后缓慢释放水分的能力，没有了原本的完整性。生态系统完整性（ecosystem integrity）是一个重要的保护话题，因为它是保持生态系统正常运转并发挥系统功能的前提条件。

一个健康的生态系统，不论有无人类影响，其生态学过程都会保持在正常的功能状态。在许多情况下，生态系统即使失去了一些物种但仍能保持健康，因为一些生态类似的物种

往往存在冗余（Seabloom 2007）。干扰发生时，能持续保持同一状态的生态系统是稳定生态系统（stable ecosystem）。生态系统保持稳定有两种情况，一是没有干扰，另一种情况是具有特殊功能以抵抗干扰。生态系统面对干扰时保持稳定可能得益于一个或两个特性，即抵抗力和恢复力。抵抗力（resistance）是指一个生态系统在遭受扰动的时候保持不变的能力；恢复力（resilience）是指一个生态系统在遭受干扰过后迅速恢复到原来状态的能力。如果给以前没有鱼的池塘放入鱼群，池塘内一些本地物种的数量会急剧下降，池塘生态系统表现出极低的抵抗力；但如果鱼群死后，本地物种的数量能迅速回升，这表明池塘生态系统具有高的恢复力（Knapp et al. 2005）。

2.4 全球生物多样性

制订一项生物多样性保护的全球战略计划，不仅需要掌握究竟有多少物种生活在地球上，而且还要了解这些物种在地球上是怎样分布的。要准确回答这两个问题是很困难的。

2.4.1 世界上究竟有多少物种?

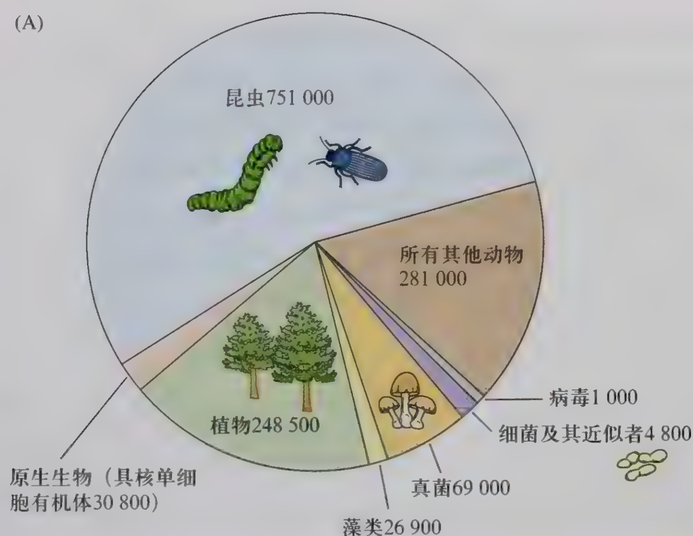
目前，世界上已被描述的物种大约有 150 万种。但是相当于这个数字至少两倍的物种还没有被描述（主要是一些热带的昆虫和其他节肢动物）（图 2.7）。实际上，我们对于物种数量的认识是不确切的。迄今为止，一些形态微小的物种还没有受到分类学家应有的关注。例如，蜘蛛、生活在土壤里的线虫和真菌以及生活在热带森林林冠层的昆虫，都是因为体型小研究困难而被忽略。估计这些知之甚少的类群的物种数量可能会在数十万，甚至上百万。最乐观的估计是，地球上有 500 万～1 000 万个物种（Gaston and Spicer 2004）。

令人惊讶的是，每年大约有 2 万个新物种被描述。像我们已经熟知的鸟类、哺乳动物和温带花卉等类群，每年都会发现一些新的物种（Donoghue and Alverson 2000; Peres 2005）。自 1990 年以来，既便是研究比较充分的类群，如灵长类，在巴西又发现了 10 个猴子新种， 在马达加斯加发现了 3 个狐猴新种。每 10 年都会有 500 ～ 600 个两栖动物新种被描述。

新物种的发现通常会在意想不到的地方。比如在老挝的一个食品市场的烧烤架上，一个国际研究小组的成员发现了啮齿动物新种。当地人称这种动物为 Kha-nyou，现场的研究人员知道是啮齿动物，但都不认识是哪个种。经过对这种动物骨骼和死体标本的多年研究，分类学家们于 2006 年认定 kha-nyou 属于已灭绝了 1 100 万年的啮齿类动物的成员（Dawson et al. 2006）。这种新发现的啮齿动物被命名为 *Laonastes aenigmamus*，通常称为老挝岩鼠或岩松鼠，或称之为“岩栖神秘老鼠”。但是事实上，这种啮齿动物既不是老鼠，也不是松鼠，而是一个独特的物种（图 2.8）。

此外，在极其偏远或人迹罕至的地方，除了有新物种被发现之外，一些完整的生物群

(A)



(B)

估计的精确度

类群	估计的精确度
病毒	极差
细菌	极差
线虫	差
甲壳类动物	一般
原生动物	极差
藻类	极差
脊椎动物	好
软体动物	一般
真菌	一般
蜘蛛	一般
植物	好
昆虫	一般

未描述物种
已描述物种

500万～1 000万

0.2　0.4　0.6　0.8　1.0　1.2　1.4　1.6　1.8

物种数目/百万

图 2.7　（A）迄今为止约有 150 万个物种已经被科学家鉴定并描述；其中大多数是昆虫和植物；（B）据估计，一些类群的物种数超过 10 万，已经描述的物种数量用深蓝色表示；绿色表示可能存在但未被描述的物种的数量。未被描述的物种的数量特别见于微生物（如病毒、细菌和原生生物）。据估计，地球上可能存在的物种数量有 500 万～3 000 万种（A. 引自 Wilson 1992; B. 引自 Hammond 1992）



图 2.8 研究人员首次遇到 *Laonastes aenigmamus*，是在老挝的一个食品市场里被当作美味食品出售，这个最近发现的物种属于一个被认为已经灭绝了的啮齿动物类群。在 2006 年，佛罗里达州立大学的 David Redfiedld 领导的一个探险队获得了 *L. aenigmamus* 的第一张活体照片。(Uthai Treesucon 摄，美国佛罗里达州立大学《研究评论》惠赠)

落也相继被发现。这些群落往往由不显眼的细菌、原生生物和小型无脊椎动物组成，很容易被分类学家忽略。目前，一些专门的勘探技术在这些发现中起到了重要作用，特别是在深海和森林林冠层的群落发现中。最近发现的一些群落主要包括：

- 多样的动物群落，特别是生活在热带森林林冠层的昆虫，很少种类会下到地面生活 (Lowman et al. 2006)。攀高设备和技术，如树冠塔、空中走廊以及高空吊车的使用都使得这些高层生境得以被调查。
- 借助于 DNA 技术研究热带雨林树木的叶片发现了数量相当丰富的真菌，其中包括数以千计的未描述物种 (Arnold and Lutzoni 2007)。这些真菌的存在有助于植物驱除一些有害细菌和真菌；相应的，植物为这些真菌提供生存空间和糖类。
- 运用新的调查方法对一些偏僻地区的细菌群落进行抽样调查研究，发现了意想不到的细菌物种的多样性。例如，科研人员在深海海底的地热喷口周围以及海洋沉积物中发现生活着的独特细菌和动物群落。利用海洋钻探技术，科研人员发现了地壳 2.8 km 深处的细菌群落，其种群密度为每克固体岩石 100 到 1 亿个个体 (Fisk et al. 1998)。这些细菌群落可能是一种新型化学品的来源，具有去除有毒化学品的潜在功能，并对深入了解其他行星上是否存在生命具有一定的参考价值。

迄今，由于对细菌的研究很薄弱，关于地球上现存细菌物种总数的估计很不充分 (Azam and Worden 2004)。微生物学家目前公认的细菌物种数仅约 5 000 种。然而，细菌 DNA 序列的分析结果表明，每克土壤里可能有 6 400～38 000 种细菌，每升海水里有 160 种 (Nee 2003)。在这么少的样品里就有如此高的多样性，说明可能还有成千上万，甚至数以百万计的细菌没有被发现。

海洋可能是生物多样性最大的潜在区域，但是从海洋环境采集标本的高难度严重影响了我们对于海洋物种数量的认识（Koslow 2007）。早在1995年，一个全新的动物门Cycliophora就是根据生活在挪威龙虾口器上的一种纤毛动物建立的（Funch and Kristensen 1995）。近来对南极周围海洋的考察，收集到674种等足类和一群包括普通潮虫在内的小型节肢动物，其中有585个新种（Brandt et al. 2007）。

如果对全球物种的描述继续保持目前的速度，再过250年也无法完成这项工作。因此，迫切需要培训一批能够使用最新分子生物学技术并能充分利用网络信息资源的分类学家。重要的全球信息系统包括：全球生物多样性信息网络（GBIF, data.gbif.org）、全球生物物种名录（CoL, www.sp2000.org）和网络生命大百科（EOL, www.eol.org）等，这些海量的数据信息有助于物种的鉴定和命名。中国科学院生物多样性委员会组织有关研究所的专家建立的中国生物物种名录（CoL-China, www.sp2000.cn）已经正式发布了2009版，包括高等植物、脊椎动物和蜘蛛3个类群。每年都会有新的类群名录发布。

要点：DNA序列分析表明，迄今为止还有数千种的细菌未被描述，其中一些种类对解决环境问题可能具有重要的利用价值。

2.4.2 去哪里寻找世界上的生物多样性？

就物种数目而言，最为丰富的环境是热带雨林、热带落叶林、珊瑚礁、深海和大型热带湖泊（Groombridge and Jenkins 2002）。热带雨林多样性的主体是数量丰富的昆虫，还有许多鸟类、哺乳动物和植物。相对陆地群落而言，珊瑚礁和深海的多样性则包含更多的门和纲。这些海洋生态系统包含了目前存在的35个动物门中的34个，其中有1/3以上只存在于海洋环境中（Grassle 2001）。海洋物种丰富度高的原因可能是由于其历史悠久、面积广阔、与陆地环境高度隔离的海域、稳定的海洋环境以及特化的沉积物类型（Lambshead and Schalk 2001）。大型热带湖泊的高度多样性可能是鱼类和其他类群在隔离且高生产力的生境中快速辐射进化的结果。高的多样性也存在于复杂的淡水河流网络系统中，然而这里的物种大多分布范围很局限。

热带雨林里物种多样性最高。尽管热带雨林只占全球陆地总面积的7%（这一比例正在不断减少），但是它们可能包含了世界上一半以上的物种（Primack and Corlett 2005）。这一估计是基于对昆虫和其他节肢动物的有限抽样调查得到的。热带雨林里还没有被描述的昆虫数目估计有500万～1 000万种。如果估计上限是正确的，这就意味着热带雨林里的昆虫占世界上物种总数的大部分。对其他类群如植物和鸟类的调查资料比较准确，热带雨林里包含了世界上大约40%的有花植物。

要点：最大的物种多样性是在热带，尤其是在热带雨林和珊瑚礁生态系统中。

此外，珊瑚礁是物种多样性的另一个集中地（图2.9）。微小的珊瑚动物群落构成了壮观的珊瑚礁生态系统。就物种丰富度和复杂性而言，珊瑚礁生态系统相当于海洋中的热带



图 2.9 西沙群岛珊瑚礁生态系统。珊瑚礁由数以亿计的微小动物的骨骼建成。错综复杂的珊瑚礁结构为许多海洋物种（如：鱼类）营造了良好的栖息地（中国科学院南海海洋研究所提供）

雨林（Spalding et al. 2001）。珊瑚礁系统高的初级生产力可能是这种高丰富度产生的原因，它们的年生物量是 2 500 g/ m^2，而一般的海洋生态系统仅为 125 g/m^2。珊瑚礁生态系统海水清澈，太阳光可达深层，生活在珊瑚礁系统内的藻类便可进行高质量的光合作用。珊瑚礁物种高度的生态位分化和对不同程度干扰的适应能力也是珊瑚礁内物种丰富度高的原因。

经中国科学院南海海洋研究所的有关专家实地考证，中国湛江徐闻西海岸是中国大陆架面积最大、保护最完好的珊瑚礁区（图 2.10）。沿岸浅海一带，属于亚热带海区，气候环境条件适合珊瑚生长和珊瑚礁的发育，因此集中分布着面积 2 000 hm^2，绵延数十公里，宽 200～1 500 m 的珊瑚礁群，形成了独特的海洋生态环境。但是近年来，由于珍珠养殖以及商业旅游的影响，徐闻珊瑚礁群落开始受到不同程度的人为破坏（黄晖 2007）。

世界上最大的珊瑚礁群落是澳大利亚的大堡礁，面积为 34.9×10^4 km^2。大堡礁具有 350 多种珊瑚虫、1 500 种鱼类、4 000 种软体动物以及 5 种海龟，并为 252 种鸟类提供繁殖场所。大堡礁仅占世界海洋表面积的千分之一，但却包含了约占世界 8%的鱼类物种。科学家们已开始对那些生活在深海寒冷无光生境中的珊瑚群落展开研究（Roberts and Hirshfield 2004）。然而，目前我们对这些深海珊瑚群落的了解还不够，而与此同时破坏性拖网捕鱼以及一些人为活动的影响又使得这些珊瑚礁群落正在急剧减少。因此对于海洋珊



图 2.10 位于中国大陆最南端的湛江徐闻珊瑚礁群落（中国科学院南海海洋研究所提供）

瑚群落的全面研究和相关保护措施的实施以及法规的制定迫在眉睫。

温带灌丛和草本群落的高多样性可见于澳大利亚西南部、南非开普敦地区、美国加利福尼亚州、智利中部和地中海盆地。这些地区都具有地中海气候，即冬天潮湿、夏天干热（Rundel 2001）。地中海盆地的面积最大（2.3×10^6 km^2），植物物种也最多（2.5 万种）；而南非开普敦地区，在一个相对较小的面积内（7×10^4 km^2）集中生长着独特的植物类群（8 550 种）。由于复杂的地理环境组合以及严酷的环境条件（频繁的干旱和火灾），这些地区的灌丛和草本群落的物种丰富度都很高（Richardson et al. 2001）。

一般而言，接近热带地区，所有生物类群的多样性都表现出增加的趋势。例如，拥有大致相同国土面积的泰国和法国，在泰国有 265 种哺乳动物，而法国却只有 93 种（表 2.1）。针对树木和其他有花植物的比较更为明显：在亚马逊河流域的秘鲁或巴西，面积 10 hm^2 的森林可能会有 300 或更多的树种，然而在欧洲或美国相同面积的森林可能只有 30 种甚至更少的树种。

海洋物种多样性与陆地物种多样性的分布格局相似，也是越靠近热带地区物种多样性越丰富（Worm et al. 2005）。举例来说，澳大利亚大堡礁北端靠近热带有 50 个属的造礁珊瑚，而在距离热带偏远的大堡礁的南端，仅有 10 个属。

不同类群物种丰富度的分布在大尺度上是类似的，保护生物学家通常据此选择指示类群开展快速评估，即将某些类群的物种丰富度作为总体多样性的估算指标，以便快速评估和监测总体物种多样性（Lamoreaux et al. 2006）。在北美，不同类群物种丰富度的大尺度

表 2.1

面积相当的热带和温带国家哺乳动物的物种数量比较

热带国家	面积 /1 000 km²	哺乳动物物种数量 / 种	温带国家	面积 /1 000 km²	哺乳动物物种数量 / 种
巴西	8 456	417	加拿大	9 220	193
刚果	2 268	450	阿根廷	2 737	320
墨西哥	1 909	491	阿尔及利亚	2 382	92
印尼	1 812	457	伊朗	1 636	140
哥伦比亚	1 039	359	南非	1 221	255
委内瑞拉	882	323	智利	748	91
泰国	511	265	法国	550	93
菲律宾	298	158	英国	242	50
卢旺达	25	151	比利时	30	58

（数据来源：数据来自 WRI 2000）

分布格局密切相关，这些类群如两栖动物、鸟类、蝴蝶、哺乳类、爬行动物、陆生蜗牛、树木、维管植物以及虎甲虫等。也就是说，如果一个地区的某个类群物种丰富，相应的其他类群的物种也往往比较丰富。然而，在局部小尺度上，这种推测可能不成立。比如说，潮湿、阴暗的生境里两栖类可能会有较高的多样性；然而在干旱开阔的生境里一年生植物可能会具有高的多样性。简言之，在全球范围内，由于区系历史因素和环境的适宜性，不同的生物类群可能会在不同地区达到其物种丰富度的最高值。

气候的地理变异、日照和降水量、地形以及地质年龄等也会成为影响物种丰富度分布格局的因素（Huston 1994; Gaston 2000）。陆生植物群落可能在日照充足、降水丰富的低地物种丰富度最大。地形复杂的环境（如高山和峡谷）可能具有高的物种丰富度。悠久的地质历史孕育了更多的环境变化，继而促进了遗传隔离、局地适应和物种分化。地质复杂的地区可以形成界限分明的多种类型的土壤；由于植物的生长一般适合在某个特定类型的土壤中，因此会由于土壤类型的多样而形成植物群落类型的多样性。

当前，正是生物学考察的黄金时代。借助于先进的技术和方法，我们有机会欣赏到生命世界里神奇的多样性。然而，伴随着对生物多样性的进一步了解，我们也同样意识到人类活动对自然界所带来的不利影响：多样性正在我们眼前逐渐减少。



小结

1. 地球上的生物多样性包括：物种、种内的所有变异、物种赖以生存的生物群落以及包括无机环境在内的生态系统水平的生态过程。
2. 群落内某些重要物种即关键种具有决定其他物种存在的作用。如果没有这些关键种许多其他物种可能也会从群落中消失。
3. 世界上大多数物种还没有被描述和命名。
4. 地球上最大的生物多样性存在于热带地区，主要是热带雨林、珊瑚礁、热带湖泊、深海以及具地中海气候的灌丛。



讨论题

1. 你能识别多少种鸟类、植物、昆虫、哺乳动物和蘑菇？怎样才能学会识别更多的物种？你认为你们这代人比过去几代人鉴定物种的能力强吗？请说明理由。
2. 什么因素有利于生物多样性的形成？在一定环境条件下，主要是什么因素导致生物多样性减少？

推荐读物

1. Arnold, A. E. and F. Lutzoni. 2007. Diversity and host range of foliar fungal endophytes: Are tropical leaves biodiversity hotspots? *Ecology* 88: 541-549. 令人难以置信的叶面真菌的多样性及其对植物本身的有利作用。

2. Brandt, A. A. and 20 others. 2007. First insights in the biodiversity and biogeography of the Southern Ocean deep sea. *Nature* 447: 307-311. 根据对南大洋深海的考察：有数百个新物种被发现。

3. Lahaye, R. and 9 others. 2008. DNA barcoding the floras of biodiversity hotspots. *Proceeding of the National Academy of Sciences U. S. A.* 105: 2923-2928. 针对生物多样性热点地区物种识别的研究：DNA 技术的应用有助于鉴定物种并发现更多新物种。

4. Lamoreux, J. F., C. Morrison, T. H. Ricketts, D. M. Olson, E.Dinerstein, M.W. McKnight and H. H. Shugart. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212-214. 有关全球生物多样性一致性的探讨：许多重要生物类群的集中分布区会出现在类似的地方。

5. Levin, S. A. (ed.). 2001. *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego. 生物

多样性领域的综合指南。

6. Lowman, M. D., E.Burgess and J. Burgess. 2006. *It's a Jungle Up There: More Tales from the Treetops*. Yale University Press. 描述了对热带森林里林冠层多样性探索的许多奇闻趣事。

7. Morell, V. 1999. The variety of life. National Geographic 195 (February): 6-32. 生物多样性相关论题的专刊，图文并茂。

8. Primack, R.B. and R.Corlett. 2005. Tropical Rainforests: *An Ecological and biogeographical comparison*. Blackwell Publishing. Malden, MA. 各大洲热带雨林都有不同的动植物。

9. Seabloom, E. W. 2007. Compensation and the stability of restored grassland communities. *Ecological Applications* 17: 1876-1885. 物种多样性高的生态系统具有更高的生产力和稳定性。

10. 冯建孟 . 中国种子植物物种多样性的大尺度分布格局及其气候解释 . 生物多样性 . 2008，16 (5)：470-476. 推荐理由：通过利用大尺度的物种分布数据，结合 GIS 和统计分析方法的综合研究，有助于了解中国种子植物物种多样性的大尺度分布格局及其与气候的关系。

11. 裴盛基，龙春林．2008．民族文化与生物多样性保护 . 北京：中国林业出版社 .

推荐理由：本书从生物多样性与文化多样性的关系、民族传统文化对生物多样性保护作出的贡献、保护文化和生物多样性的方法、途径以及实际保护中的问题与对策等方面作了系统的介绍，传统经验与现代科学方法的结合，有助于我们更好的了解并认识保护生物多样性和生物资源。

（邵青 编译，马克平 审定）



路易斯安那海岸带的落羽杉沼泽地能够防洪固堤（见第 50 页）

第3章
生物多样性的价值

保护生物多样性需要当今政治和社会理念有一个重大的转变。世界各国政府和社会必须充分认识到生物多样性是极其珍贵的，因为它对人类生存至关重要。然而，现实往往是只有当人们体会到继续破坏生物多样性会真的失去有价值的东西时，才肯转变观念。目前，我们必须思考的是：我们究竟在失去什么？为什么每个人都应该关心一个物种是否灭绝或一种生态系统是否遭破坏？更准确地说，这种损失已经严重到什么程度了？什么因素导致人类这种不可持续的、彻底的破坏行为？

可以肯定地说，目前大部分环境破坏和物种消失事件都应归咎于人类的经济活动。例如导致物种灭绝的狩猎活动、污水未经处理直接排入江河、只为短期利益而开垦贫瘠土地等等。为什么人类会采取这种鼠目寸光的行为来破坏美好的环境？其实道理很简单，下面几条最基本的经济学原理就可以解释这些现象。

经济学上有个名词，叫外部效应（externality）（图 3.1; Loucks and Gorman 2004），指一个人的行为直接影响他人的利益，却没有承担相应的义务或获得回报。一个非常重要但常常被忽视的外部效应是由人类经济活动引起的环境破坏行为。例如，制造业产生的工业废水排入河流，它的外部效应是饮用水水质变差，河里的鱼因吸收有毒物质导致食用不安全，许多物种因不能在污水中生存而消失。然而，排放废水的工厂往往没有因为它们的行为影响到当地居民的利益而承担相应的责任。本来市场是合理分配资源最好的手段，但在有外部效应存在的地方，市场对资源的分配就不一定对整个社会有益。当资源分配不当，使少数人或企业损害广大社会的利益而自己获利时，就会发生市场失灵（market failure）。

市场失灵的一个简单的例子是永无止境的垦荒运动，将贫瘠的土地变为农业用地、住宅用地或工业用地。垦荒运动无疑将带来巨大的财富，甚至带来 200～2 500 倍于土地价格的利益（Hulse and Ribe 2000）。然而，在这急功近利的过程中，人们却很少考虑物种、生态系统服务功能的丧失及当地居民生活质量的降低。理解这种不平衡是理解市场失灵的核



图 3.1 工农业活动经常被认为是有商业价值的，因为它们都能直接生产产品。然而，在很多情况下，这些活动经常有负面的外部效应，如造成土壤侵蚀、水质下降、环境污染（右半图）。如果土地利用过程能够充分考虑到公共利益，例如洪水的控制、土壤的保持和水源的保护，那么生活在这个地区的广大群众也能得益于这些经济活动（左半图）

心。经济成本由很多人承担，而经济利益却集中于少数群体，这种失衡是导致经济领域与生态领域产生矛盾的主要原因。

3.1 生态经济学

为了计算经济活动的环境成本，生态经济学（ecological economics）应运而生。生态经济学整合了经济学、环境科学、生态学和公共政策等多门学科的内容，主要目的是将生物多样性价值纳入经济活动的计算体系（Common and Stagl 2005）。如果用经济学语言来说明生物多样性保护的必要性，或许将更容易说服政府官员、银行家和企业家，因此越来越多的保护生物学家更愿意使用“生态经济学”这个概念。

大部分自然资源被看作公有财产资源（common property resources），包括清洁的空气、干净的水源和珍稀物种，还有优美的风景——它们不属于具体某个人，而是属于整个社会，并且对所有人开放。尽管这些自然资源非常宝贵，却很少被明码标价。因此，当个人、企业和政府使用或是破坏这些自然资源时，付出的代价少之又少，甚至根本无需付出任何代价。这种情况下容易产生市场失灵，公共资源变得毫无价值，即所谓的“公地的悲剧”（Hardin

1985; WRI 2005)。何谓“公地的悲剧”？1968 年，美国学者 Hardin 在《科学》杂志上发表了一篇题为《公地的悲剧》的文章，讲述了英国曾经有这样一种土地制度——封建主在自己的领地中划出一片尚未耕种的土地作为牧场（称为“公地”），无偿向牧民开放。这本来是一件造福于民的事，但由于是无偿放牧，每个牧民都养尽可能多的牛羊。随着牛羊数量无节制地增加，公地牧场最终因“超载”而成为不毛之地，牧民的牛羊也最终全部饿死。

要点：许多保护生物学家求助于“绿色”会计学方法，保证生物多样性各要素被社会正确估价。

在不断发展完善的“绿色”会计学体系中，将消耗或破坏公有自然资源的成本作为商品交易成本的一部分，而非外部效应。使用“绿色”会计学方法计算，通过榨取自然资源所得的短期收益往往不抵被消耗掉的自然资源的价值。为了计算经济活动的所有环境成本，并赋之以适当的权重，在项目实施之前评估项目潜在的环境影响十分重要。对项目进行环境评估在很多发达国家已经形成惯例，在一些发展中国家现在也越来越普遍。国际捐赠机构在资助项目之前也要求进行环评。专家组在评价大型发展项目时也越来越多地运用环境影响评估（environmental impact assessments），即考虑项目现在和将来对环境的影响。通常，广义的环境不仅包括可收获的自然资源，还包括大气和水质、当地居民的生活质量和濒危物种的保护等。一般环境影响评估包含成本－收益分析（cost-benefit analysis），即比较项目或资源利用的成本与所得价值（Johnson 2004）。理论上讲，成本－收益分析的结果很简单：如果成本－收益分析表明项目可获利，项目就应该继续，反之则项目停止。但是，实际上因为收益和成本会随着时间变化，而且很难估量，所以成本－收益分析也很难精确计算。现在各国政府、环保组织和经济学家逐渐倾向使用审慎原则（precautionary principle）来评估项目，也就是说，拒绝有风险的项目，选择对环境无害的稳妥做法（Prato 2005）。

成本－收益分析在许多产业和现代社会经济活动的评价中非常有用。许多看起来有利可图的经济活动实际上是在赔钱。政府还经常以免税、直接资金支持、廉价燃料、无偿用水和道路网建设等方式资助一些涉及环境破坏活动的产业——有时称为“不正当资助”。政府为促进某些特殊行业（如农业、渔业和能源产业），每年要花费几万亿美元，总计约占世界经济总产值的 5%（Myers and Kent 2001）。如果没有这种资助，许多环境破坏活动将会减少或消失，如贫瘠土地垦荒、偏远地区采伐、低效高污染高能耗的工业生产等。

人们试图将自然资源的消耗计算在国民经济生产总值（GDP）和其他自然生产力指标之内（Balmford et al. 2005; Dobson 2005）。通常，GDP 用于度量一个国家的经济发展水平，但不包括所有非可持续的经济活动的成本（如近海水域过度捕捞以及管理不善的露天采矿）。即使这类活动会损害一个国家长远的经济利益，但它也能使 GDP 增加。事实上，与环境破坏有关的经济成本是相当大的，常常抵消了农业和工业发展所得的收益。

要点：皆伐、露天采矿和过度捕捞等不可持续的活动可使一个国家 GDP 短期增长，但往往会损害长期经济利益。

在估算一个国家的生产总值时，还可以用另外一个指标——可持续经济福利指数（the index of sustainable economic

welfare, ISEW)，它将自然资源损耗、污染和不公平收入分配都计算在内。ISEW 是真实发展指标（the genuine progress indicator, GPI）的升级版。GPI 展示了保护生物学家长期以来所担心的问题，即许多现代经济只有通过对自然资源非可持续的消耗，才能实现发展。随着资源消耗殆尽，以此为基础的经济也将迅速萧条。

目前，许多方法可以赋予生物多样性（包括遗传变异、物种和生态系统）经济价值。这些方法中，生物多样性的经济价值分类可划分为 3 个层次：资源的市场价值（或收获价值）、未收获的资源在原地提供的价值、以及资源未来的价值（Kareiva and Levin 2003）。举例说明，东南亚野生大额牛（*Bos frontalis*）是驯化牛的野生近缘种，它的经济价值可以分为：当前野生群体捕获后肉的价值、在野外未来的旅游价值、以及在家畜育种项目中潜在的物种价值。

McNeely 等（1990）和 Barbier 等（1994）使用一种有用的方法描述生物多样性的如下几类价值：直接使用价值（direct use values）是指赋予那些由人类收获的产品，如木材与海产品；间接使用价值（indirect use values）是指未被消耗或未被破坏的自然资源所能提供的服务或“潜在的好处”，例如水土保持、休闲和教育等价值，间接使用价值包括选择价值（option value）——对人类社会未来的预期利益（如可能存在的新药）；存在价值（existence value）是生物多样性的另一种价值，经常指多少人愿意为保护一个物种不会消失而支付的费用；还有遗产价值（bequest value），即多少人愿意为孩子和未来几代人保护某种东西而支付的费用。以上所有价值综合起来可以用于计算生物多样性总的经济价值。

3.2 直接经济价值

生物多样性的直接使用价值（其他方法体系中称“商品价值”）通常通过观察有代表性人群的活动、检测自然产品的采集点以及进出口统计数据测算。生物多样性的直接使用价值可以进一步划分为消耗使用价值（consumptive use value）和生产使用价值（productive use value），前者为物品在当地消耗的价值，后者为商品在市场上售卖的价值。

3.2.1 消耗使用价值

诸如猎物、薪柴等在当地消耗而不进入国内或国际市场的物品的价值属于消耗使用价值（图 3.2）。依赖土地生活的人经常从周围环境中获得相当份额的生活必需品。由于这些物品不发生买卖，一般不出现在国家 GDP 中。然而，如果环境退化、自然资源过度利用或建立了封闭的保护区，乡村居民不能再获得这些产品，他们的生活水平将下降，有可能降到无法生存而必须迁离的地步。

发展中国家的社会研究表明当地居民仍大量利用自然环境所提供的薪柴、蔬菜、水果、肉、医药、绳索和建筑材料。一项对亚马逊印第安人的研究发现，当地热带雨林中大约一

(A)



(B)



图 3.2 （A）野生动物为世界许多地区的居民摄取蛋白质的重要来源，如婆罗洲的野猪。（B）埃塞俄比亚妇女背着一捆薪柴回村庄。薪柴是当地居民最重要的自然资源消耗品之一，特别是在非洲和南亚（A. R.Primack 摄；B. 图片版权归人 Alison Jones Danita Deliont Alamy 所有）

半树种可以用于除薪柴以外的特殊产品的制造（Dobson 1995）。约 80% 的世界人口仍然依靠上万种动植物衍生的传统医药治病（图 3.3; Shanley and Luz 2003）。

蛋白质是我们生活必需品之一，许多乡村居民猎杀野生动物食用。在非洲许多地区，野生猎物占人均蛋白质摄入量的很大部分，如博茨瓦纳为 40%，利比里亚和刚果民主共和国为 75%（Rao and McGowan 2002）。很多这类野生动物猎杀是非可持续性的，将直接导致被猎杀物种减少和灭绝，进而使当地居民蛋白质缺乏。全世界每年有 1.23 亿吨鱼、甲壳类和软体动物被捕杀，主要为野生种类，其中约 0.8 亿吨来自海洋，0.13 亿吨来自淡水，其余来自水产养殖（WRI 2005）。此类捕捞大部分在当地消费。在沿海地区，渔业提供最多的就业机会，海产品也是当地消费最多的蛋白质产品。虽然人工养殖业迅速增长，但所喂的食物是用野生鱼制成的

要点：消耗使用价值可通过以下方式计算：如果当地资源不可获得时，多少人愿意支付同等产品的购买价格。



图 3.3 中国最大的民族植物药材集市——云南大理三月街，当地白族传统医生在出售草药（李海宁摄）

鱼粉，因此人工养殖业增长并没有减少对自然资源的利用（Goldburg and Naylor 2005）。

在很多情况下，当地居民没钱购买商品以替代从环境直接获得的生活用品。在偏远地区，根本就没有替代产品的市场。当资源消耗殆尽时，当地居民将被迫迁至其他乡村或城市，或者只能面临贫困。虽然这种情况主要发生在发展中国家，但在美国、加拿大和其他发达国家的乡村，也有数十万人依靠薪柴、猎物和海产品生活。

3.2.2 生产使用价值

从野外收获、在国内或国际商品市场销售的产品的价值属于生物多样性的生产使用价值。经济学上通过以下两种方法计算产品的生产使用价值：该产品初次进入市场的售价减去获得该产品的成本所得的价值或商品最终零售价。这两种方法给出的同一种商品的生产使用价值往往差别很大。例如，非洲有一种特有树种黑檀，主要用于制造高质量的木管乐器，其木材的价格仅仅占成品乐器零售价格很小的部分，乐器最终零售价与扣除砍伐成本后的木材价格，两者差别非常大。所以，如何确定黑檀适当的生产使用价值给生态经济学家出了难题。

在工业国家，自然资源的生产使用价值很重要。美国 GDP 的 4.5%（2007 年约 6 000 亿美元）在某种程度上依赖于野生物种（Prescott-Allen and Prescott-Allen 1986; Prescott-Allen 2001）。而发展中国家工业化程度低，乡村人口比例高，自然资源生产使用价值占 GDP 的比例更高。

从自然环境获得且在市场上销售的产品种类繁多，数量巨大。例如，薪柴、建筑用材、鱼类和贝类、药用植物、野生水果和蔬菜、野生肉类和皮毛、天然纤维、藤条（用来做家

具和其他家用物品）、蜂蜜、蜂蜡、天然染料、海藻、动物饲料、天然香料、植物橡胶和树脂（Baskin 1997）等等。目前，很多跨国企业收购仙人掌、兰花和其他园艺植物，动物园和私人珍藏者收购鸟类、哺乳动物、两栖动物和爬行动物等。每年水产市场观赏鱼的价值估计约 10 亿美元，其中捕捞的野生鱼类占总数的 15%～20%。

下面详细说明两类从野外大量获取的产品。

森林产品 木材是从自然环境中获得的最重要的产品之一。热带国家出口木材、胶合板、木浆等林产品，用以换取外汇，为工业化提供资金，偿还外债，提供就业等。诸如印度尼西亚、巴西和马来西亚这些热带地区的国家，通过出口木材产品每年赚得数十亿美元（Primack and Corlett 2005）。然而，木材产品的总价值远不止这些，因为大部分木材都在产出国用作薪柴或建筑材料，并不出口。

猎物、水果、橡胶、树脂、藤条和药用植物等从森林中获取的非木材产品也具有巨大的生产使用价值。这些非木材产品有时也称为"森林小产品"。实际上非木材产品在经济上非常重要，甚至与木材的价值相当。虽然特定年份采伐木材并售卖确实可以获得巨额利润，但是，一经采伐以后几十年就不可能再收获木材，而非木材产品往往是可以持续收获的。因此，谨慎采伐即降低采伐对周围生物群落的破坏、保证树木在环境保护中的价值，再结合非木材产品的收获，这将是维持森林永续利用的途径。

天然药物 有效的药物不仅可以维持人体健康，而且可以支撑一个巨大的产业：制药业。全世界每年药物销售额约 3 000 亿美元（Mateo et al. 2001）。自然资源是目前所使用的药物及将来可能用到的药物的主要来源。在美国，使用最多的 20 种药物都是以自然产物中分离出来的化合物为基础生产的，超过 25% 的处方药含有直接从植物获得的活性成分，其中许多是重要的抗生素，如青霉素和四环素，都是从真菌或其他微生物中获得的（Dobson 1998）。

许多通过化学途径合成的药物也是首先在用于传统医药的野生物种中发现的（Cox 2001）。例如，人们对安第斯山区的土著种古柯（*Erythroxylum coca*）的使用最终发展为合成衍生物普鲁卡因和利多卡因，它们是牙科和外科手术中常用的麻醉剂。另一种具有巨大药用价值的物种是产自马达加斯加的玫瑰红蔓长春花（*Catharanthus roseus*），从中提取的两种药物可有效治疗霍奇金病、白血病及其他血癌，能使白血病孩子的存活率从 10% 上升到 90%。许多动物如响尾蛇和蜜蜂是珍贵传统药物的来源。可以预见，具有重要的药用价值的物种将不断地被发现，但很难估计有多少种将会在被发现之前就已经灭绝。

3.3 间接经济价值

生物多样性间接经济价值是指生态系统服务功能的这一方面价值。生物多样性间接经济价值可以确保自然资源在使用过程中不被破坏，保证现在和将来的经济利益，例如生态系统服务功能（图 3.4）。这些利益通常不通过商品或服务的形式实现，一般不会出现在国

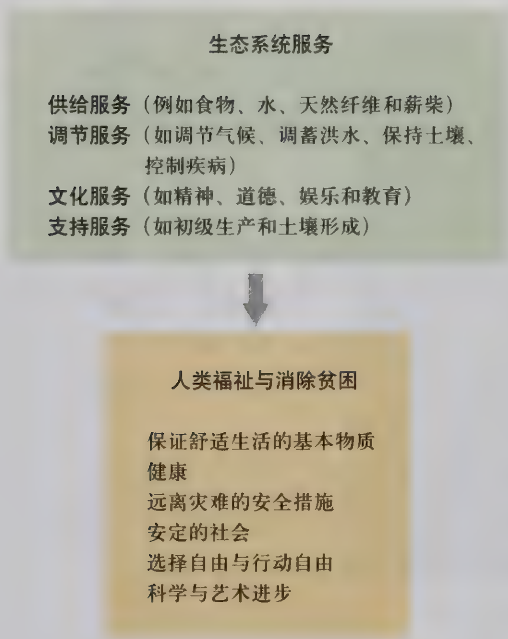


图 3.4 自然生态系统提供许多人类福祉所必需的重要产品和服务（千年生态系统评估 2005）

家经济统计数据中（如 GDP 中），但它对经济发展所依赖的自然资源的永续利用至关重要。如果自然生态系统不能提供这些利益，就必须付出昂贵的代价寻找可替代资源，否则局部或区域经济会面临崩溃（Sinivasan et al. 2008）。

生物群落提供的多种多样的环境服务可视为特殊类型的间接使用价值，即非消耗使用价值（nonconsumptive use value）。经济学家尝试在区域和全球水平计算生态系统服务的非消耗使用价值（Balmford et al. 2003; Bao et al. 2007）。其中一种计算方法认为生态系统服务的非消耗价值巨大，年均约 33 万亿美元，远远超过生物多样性的直接使用价值（Costanza et al. 1997）。这个数值差不多是全球国民生产总值的二倍，从这一点可以认为人类社会完全依赖于自然生态系统。如果自然生态系统服务恶化或被破坏，人类社会将无法维持下去。特别是湿地生态系统非常重要，如海岸湿地、河口、沼泽、河岸和湖岸群落。仅仅最近几十年，科学家才意识到这种陆地－水域交界处的湿地生态系统对水体净化和营养循环过程都非常重要，并在洪水调节中起到巨大作用（见“水土保持”部分，第 49 页）。然而，湿地这种至关重要的生态系统对全球气候变化非常敏感，如气候变化引起的海平面上升会对其产生很大的影响。

许多生态经济学家对怎样计算生物多样性的间接使用价值存在很大争议。Pimentel 等人（1997）和 Balmford 等人（2002）使用不同的方法得出的全球生物多样性间接使用价值虽明显低于 Costanza 等人所估计的 33 万亿美元，但每年也达到几万亿。生物多样性的间接使用价值估算差异表明我们还需要在这方面做更多的工作。但对于具体的区域生态系统的间接使用价值，可以有更直接的方式算得，例如湿地生态系统的价值可以通过开发者在大型项目中破坏湿地后赔款建造新的湿地的价值计算。按这种方式计算，在芝加哥地区，每公顷湿地的价值约 5.1 万美元（Robertson 2006）。

生物群落提供的多种多样的环境服务可划分为几种特殊类型的间接使用价值。下面分别描述几种与生物多样性保护有关、但往往不出现在环境影响评估资产列表或 GDP 中的特殊使用价值。

3.3.1 生态系统生产力

植物和藻类的光合作用将太阳能固定在它们的活组织中。植物可以被人类用作食物、薪

柴和动物饲料。植物也是众多食物链的起点（见图 2.5），人们从这条食物链上获得各种动物产品。人类对自然资源的需求约占陆地生态系统生产力的一半（MEA 2005a）。过度放牧、过度采伐或频繁火灾破坏了一个地区的植被，降低生态系统利用太阳能的能力，最终将导致植物生物量的减少，生活在当地的动物数量也会因此减少，人类的生活质量也会随之下降。

江河入海口是植物和藻类快速生长的区域，植物和藻类是商业捕捞的鱼类和贝类食物链的起点。江河入海口的破坏将影响商业鱼类和贝类的捕捞量，也会使钓鱼等娱乐性活动的价值损失。即使水域生态系统退化或破坏后花费很高的代价对其进行重建和恢复，往往也不能恢复之前的生态系统功能。所以几乎可以肯定，它将不再具有原来的物种组成。

科学家在积极探索物种多样性的丧失如何影响生态系统过程，如植物总生长量、生物群落抵御外来种入侵的能力、植物吸收 CO_2 和适应全球气候变化的能力。天然草地和人工草地大量的研究，证实随着物种丧失，群落总生产力将下降，群落抵御环境干扰（如干旱）的能力也将减弱（Seabloom 2007）。我们知道大部分物种丧失是人类活动造成的，但人类活动影响到何种程度会使生态系统生产力下降呢？这个问题的答案需要在全世界森林、草地、农业和渔业因为物种减少而发生无可挽回的退化之前得到。生态经济学家现在认识到未受损害的和后来恢复的森林在吸收 CO_2 和维持全球碳平衡方面具有很高的价值。中国森林植被的固碳能力一直受到国际社会的高度关注，据估算，目前中国森林生态系统年固碳能力在 85.30 ~ 101.95Tg 之间（吴庆标等 2008），在全球碳平衡中发挥重要的作用。为了应对全球气候变化，许多国家和公司努力减少 CO_2 排放量，同时也为保护和恢复森林及其他生态系统支付费用（Jenkins 等 2004; Beedlow 等 2004; MEA 2005a）。

要点： 物种多样性降低的生态系统适应二氧化碳浓度上升和全球气候变化的能力也降低。

3.3.2 水土保持

生物群落在保护流域、保持水质和缓冲生态系统受到极端洪水和干旱影响方面均起到重要作用（Foley et al. 2007）。植物的叶子和落叶截留雨水，直接减少雨水对土壤的冲刷侵蚀。根和土壤生物使土壤透气良好，增加土壤吸水能力和持水力，使土壤在大雨过后几天至几星期内慢慢释放所储存的水，以减轻洪灾的破坏。

当植被因砍伐、开垦或被其他人类活动破坏后，土壤流失速度就会迅速增加，特别是滑坡更容易发生，从而使土地的使用价值降低（Quist et al. 2003）。对土壤的破坏也将降低植物抗干扰能力，使土地不再适于耕作。水土流失也可能伤害水生群落内的植物和动物，使饮用水质恶化，导致人类健康问题增多。水土流失还使泥沙不断流入水库堵塞大坝，危害电力生产，同时形成沙洲和岛屿，使河流和港口的通航客量下降。

目前，世界各国已将保护湿地放在优先考虑的地位，以减轻洪灾带来的危害。正是由于将美国中西部密西西比河及欧洲莱茵河沿岸河漫滩开垦为农业用地，才导致洪水对当地的环境和财产造成多次大规模的破坏。例如，2005 年卡特里娜飓风让地处密西西比河三角

洲的新奥尔良城遭遇了毁灭性的洪水。密西西比河三角洲通过一个世纪的排水，建造防洪堤，使三角洲逐步向城市化发展，同时也发展其石油钻井和海运业。如果这些河流沿岸仅有一小部分湿地恢复到原来的状态，相信洪水对当地的威胁就会大大减弱（见第 40 页）。

在湿地保护过程中，生物群落也能带来巨大的经济利益。例如，在 20 世纪 80 年代末，纽约市政府曾经支付给纽约州乡村地区县市政府 15 亿美元用以保护水库周围的水源林。这些处于沼泽、湖泊、河流、河漫滩、潮沼、红树林、河口、海岸及外海的水生生物群落分解和固定了人类活动排入环境的有毒污染物——生活污水、工业污水、重金属和杀虫剂（Balmford 等 2002）。当水生生物群落被大量污水淹没后，将失去排污功能，此时人工替代系统必须形成。但人为替代系统需要花费上千亿美元，如建造废弃物处理设备和大的垃圾填埋场。在无力负担这些技术的地区，人民的生活质量会受到严重影响。

要点： 湿地生态系统的价值不仅仅体现在包括废水处理、水体净化、洪水调节等当前市场体系等方面，所有这些对健康的人类社会都非常重要。

3.3.3 气候调节

植物群落对调节局部、区域、甚至全球的气候都非常重要(Foley 等 2007)。在局部水平，树木提供庇荫，蒸腾水分可以在炎热的天气降低气温。这种冷却效应减少风扇和空调的使用，增加空气舒适度，提高人们的工作效率。树木作为风障在减少农业土壤流失和冷天减少建筑物热量损失方面也非常重要。在区域水平，树木截留雨水，然后通过蒸腾作用使水返回大气中，再以雨水的形式返回地面。在全球水平，大面积森林丧失，已经导致年降水量减少并明显改变气候模式。在陆地和水环境中，植物的生长与碳循环紧密相连。植物寿命缩短会降低 CO_2 的吸收能力，而 CO_2 浓度升高会导致全球变暖（IPCC 2007）。植物是地球的“绿色之肺”，产生氧气供所有动物包括人类呼吸。

3.3.4 种间关系和环境监控

许多能被人类直接利用的物种要依赖其他野生物种才能持续生存，例如，被人类直接利用的野生动物和鱼类以野生昆虫和植物为食。如果昆虫和植物数量减少最终将导致动物捕获量减少。因此，对人类没有直接价值的野生动物减少可能导致与之相关的具有重要经济价值的物种减少。

许多农作物受益于野生昆虫、鸟类和蝙蝠（Cleveland et al. 2006）。食肉昆虫如螳螂以危害农作物的害虫为食。昆虫、鸟类和蝙蝠为大量农作物传粉（Priess et al. 2007）。美国大约 150 种农作物需要昆虫传粉，包括野生昆虫和蜜蜂（Kremen and Ostfeld 2005）。估计传粉昆虫所创造的价值每年在 200～400 亿美元之间。

生物群落种间重要关系之一是许多森林树种（和农作物）和土壤微生物（特别是真菌）

的关系。土壤微生物分解死的植物体和动物残体为植物提供重要的营养（Hart and Trevors 2005）。北美和欧洲某些地区树木生长不良和树叶枯黄，很可能是酸雨和空气污染毒害为树木提供矿质营养的土壤真菌造成的。

对化学毒物非常敏感的物种可作为监测环境健康状况的“早期预警信号”。一些物种甚至可以代替昂贵的检测仪器。其中最为熟知的物种是地衣，它容易吸收大量雨水中的化学物质和空气污染物（Jovan and McCune 2005）。而高浓度的有毒化学物质将杀死地衣，因此地衣的分布和多度能指示空气污染源周围的区域受污染的程度。水生过滤进食者如蛤也可以有效监测污染。为了捕食，每天有很多水从它们的身体流过，有毒化学物质，如重金属、PCBs 和杀虫剂将富集在它们的体内。

3.3.5 宜人价值

生态系统可以为人类提供许多休闲服务，例如，一个环境很好的地方往往可以吸引很多人进行非消耗自然资源的活动，如远足、摄影和观鸟（Harmon and Putney 2003）。这类活动的经济价值有时称为宜人价值（amenity value），数量也相当可观，能对当地经济产生重大影响（图 3.5）。在美国，每年有 3.5 亿游客去国家公园、野生动物避难所和其他受保



图 3.5 有超凡魅力的（如鲸鱼）对许多人都有绝对的宜人价值。图中人们向一头小须鲸打招呼，这头小须鲸被捕鱼的网刺缠住，营救者帮助鲸浮在水面以便呼吸，最后将其放生。大多数人发现与其他物种互动是一种受教育且令人激动的经历，这种经历能丰富人的生活（新西兰水族馆的 Scott Kraus 惠赠）

护的地区。游客们进行非消耗自然资源的活动，在此过程中为门票、交通、住宿、食物和器械花费上亿美元。在中国，2007年森林公园旅游人数超过2.47亿人次，占当年国内旅游人数的15%，直接旅游收入近158亿人民币，森林旅游社会综合产值近1 200亿人民币（国家林业局2008）。

狩猎和捕鱼活动理论上是资源消耗性的，但有时也被认为是非消耗性活动，因为捕鱼者和狩猎者捕到的动物的价值与为该活动所花的时间和金钱相比是微不足道的。国际上有许多以生物多样性保护或特殊的美景闻名的旅游胜地，如黄石国家公园，其非消耗的宜人价值通常远高于其他产业所带来的价值，如放牧、采矿和森林采伐。

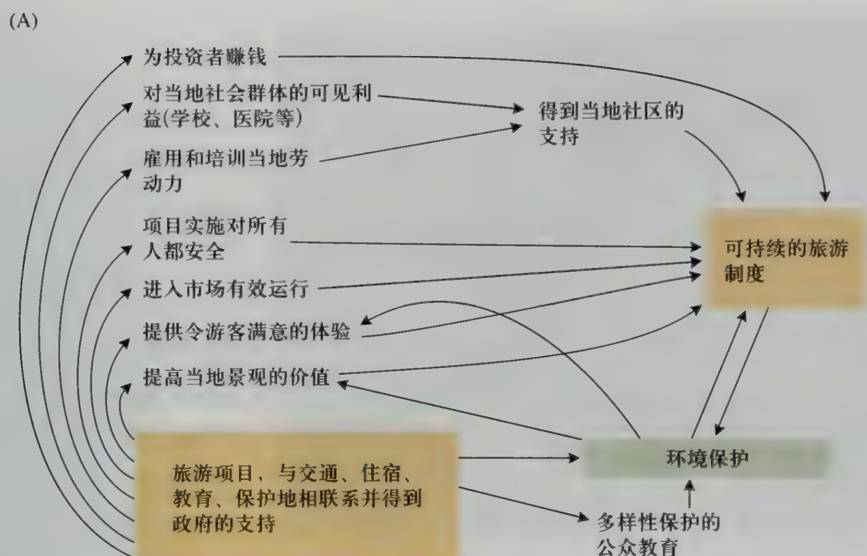
生态旅游 生态旅游是一种特殊的娱乐休闲价值。人们游览某些地区，愿意花钱体验不寻常的生物群落（如珊瑚礁、非洲稀树草原、加拉帕戈斯群岛和湿地等）和参观“旗舰”物种等。旅游是世界最大的产业之一（与石油和汽车产业规模相当），全世界旅游产业年收入6 000亿美元，其中生态旅游占20%（Braithwaite 2001）。来自发达国家的人们希望体验热带雨林的生物多样性，因此许多发展中国家生态旅游业增长迅速。生态旅游是许多东非国家的传统支柱产业，如肯尼亚和坦桑尼亚。在拉丁美洲和世界其他地区，生态旅游对当地的经济发展变得日益重要。

生态旅游收入对于保护当地生物多样性和恢复退化土地的作用非常大，特别是当生态旅游活动与生物多样性保护方案整合在一起时作用更大（Lindsey et al. 2005）。在整合保护与发展项目（ICDPs）中，生态旅游的需要使当地社会主动改善住宿条件、培训具有专业知识的当地向导、也促进了当地手工艺品贸易及其他收入增长；同时，生态旅游的收入也会使当地居民放弃破坏性的狩猎、捕鱼、放牧等活动（见第8章）。一个成功的生态旅游项目的关键是确保旅游收入能使当地人民有足够的钱维持和改善他们的生活，使他们将重点放在自然景观保护上（图3.6）。

生态旅游可能存在一个问题，即旅游设施往往是人工改造过的，不能让游人真正体验到大自然的美妙之处，也不能帮助游人理解社会和环境问题对生物多样性的危害。另一个问题是游客在游览过程中往往无意识地破坏景点，例如，踩踏野花、击碎珊瑚、干扰巢居鸟类群体，导致敏感地区的退化和干扰（Walker et al. 2005）。另外，旅游者的增加会使当地居民对薪柴和食物的需求增加，可能会使森林遭砍伐，也间接危害旅游景点。最后，游客的存在、流动和需求可能改变当地传统文化和生活习惯；随着当地人民逐渐进入金钱为目的的经济，他们的价值观、风俗习惯及与自然和谐的关系将随之消失。

自然史与教育 许多以教育和娱乐为目的的书籍、杂志、电视节目和电影都以大自然为主题，所有这些材料都具有经济价值（Osterlind 2005）。例如，中国中央电视台历时4年精心打造的11小时自然生态类纪录片《森林之歌》（www.cctv.com/docu/special/C19398/01/），用精美的画面展示了森林的神奇与美丽，以及人、动物和森林的和谐共存关系。这些材料不仅有极高的欣赏价值，同时也具有经济价值。自然史材料常常结合在学校课程里。此类教育材料每年的产值约有上千亿美元，是生物多样性的非消耗性使用价值的重要

(A)



(B)



图 3.6 生态旅游是保护生物多样性的经济理由，也能为附近居民带来好处。(A)图中表明成功的生态旅游项目的一些基本要素。(B)游览福州森林公园的生态旅游者体验独特的生物区系，为该地经济带来巨大收益。图中是森林公园中标志性的古榕树(*Ficus microcarpa*)(A. Braithwaite 2001；B. 陈彬摄)

组成部分，因为大自然是这些教育材料的内容来源。另外，有相当数量的科学家、富有激情的艺术家（很多是业余的）进行生态考察以准备教育材料。生态考察活动常在乡村地区进行，这也为当地民众提供培训和就业机会。同时，这类科学活动给乡村地区带来经济利益。



图 3.7 美洲鲎(*Limulus polyphemus*)大量聚集在海岸浅水区产卵。(图片版权归 Edward R. Degginger / Bruce Coleman Inc. / Alamy 所有)

3.3.6 单一资源的多种利用：案例研究

美洲鲎（*Limulus polyphemus*）是一种提供多种价值的动物。这种动物是浅海中一种行动困难而笨拙的动物（图 3.7）。在美国，渔民大量捕捞美洲鲎用作捕鱼的廉价饵料（Laiolo 2004）。然而，最近几年，发现美洲鲎的卵和幼鲎可以作为重要的涉禽类和沿海鱼类的食物来源。没有美洲鲎，鸟类和鱼的数量将大幅度下降。因此，美洲鲎对当地观鸟和钓鱼旅游业起作用。另外，美洲鲎的血可以用来制造 LAL，一种用作药物处理和疫苗注射过程中检测细菌污染的制剂（Odell et al. 2005; www.audubon.org/campaign/horseshoe）。这种药不能人工合成，美洲鲎是唯一的来源。没有 LAL 的天然来源，我们检测注射药物纯度的能力就会打折扣。

目前，渔民、钓鱼爱好者、环保组织、观鸟组织和生物医药企业都为控制美国沿海的美洲鲎争得不可开交。每个竞争者都能为自己对美洲鲎使用权或保护美洲鲎提出很好的理由，但只有环保组织才是真正站在保护美洲鲎的立场上。

3.4 长期价值：选择价值

能够在未来某个时候为人类社会提供经济利益称为生物多样性的选择价值。随着社会发展，人类的需求也在不断改变，而满足这些需求的方式也必须不断改变；这些方式常常存在于以前未使用过的动植物遗传资源中或整个生物群落中。例如，栽培植物不断的遗传改良不仅对提高产量很有必要，对抵御抗药性害虫、真菌、病毒和有毒的细菌也非常必要（Sairim et al. 2005）。

人类在全世界生物群落中不断寻找能够对抗人类疾病或具有其他经济价值的新的植

物、动物、真菌及其他微生物，这项活动称为“生物勘探”(Burton 2005)。生物勘探通常由官方研究机构、制药公司和大学的研究人员进行。例如，为促进新药研究并利用新产品获利，哥斯达黎加政府成立了国家生物多样性研究所（INBio），以收集生物产品（图 3.8）。默克公司，一家跨国制药公司，与 INBio 签订协议，每年支付 100 万美元给 INBio 以资助其生物勘探的活动，并将购买 INBio 任何有商业价值的产品的专利权（www.inbio.ac.cr）。Glaxo Wellcom 公司（现在是 Glaxo Smith Kline 公司）与巴西政府签订 300 万美元的协议，用以在大约 4 万种植物、真菌和细菌中取样、筛选和调查研究，其中部分资金用以资助科学研究和当地生物群落保护和项目开发。以上这类资助项目为许多国家保护生物资源和认识当地生物多样性提供了经济驱动力。

寻找有价值的自然产品的范围非常广泛。昆虫学家寻找可用作生物防治的昆虫天敌，微生物学家寻找对生物化学加工有帮助的细菌，农业科学家寻找比家畜产生更多的动物蛋白而且对环境危害更小的物种。快速增长的生物技术产业需要寻找减少污染的新途径、发展可替代的工艺和与威胁人类健康的疾病作斗争。分子生物学中的转基因技术可以将某些物种有价值的基因转移到其他物种中去。如果生物多样性减少，将会对生命科学与技术的发展产生重大影响。



图 3.8　哥斯达黎加国家生物多样性研究所 (INBio) 分类学家和“生物勘探者”正在对大批植物和动物物种进行分类和分析，筛选其中有潜在商业和药用价值的物种。图中两位 INBio 研究者用特制的容器收集一种正在开花的腺冠木（*Stemmadenia litoralis*）的花粉样品（图片版权归 Frans Lanting / Minden Pictures 所有）

过去，许多国际公司（总部通常在发达国家）随意收集物种遗传资源（通常是发展中国家）。这些公司拥有这些物种完全的享用权，一旦发现具有商业利用价值的物种，就马上进行开发并销售获利。这种没有利益分享的行为有时也被称为“生物海盗”。一个突出的例子是免疫抑制剂环孢霉素，它是从真菌 *Tolypocladium inflatum* 中提取的。瑞士 Sandoz 公司生物学家在度假期间未经允许就在挪威收集含有这种真菌的土壤样品。后来，Sandoz 公司将环孢霉素发展为一系列药物，每年获利 12 亿美元（Svarstad et al. 2000），而挪威并没有从这种药物产品中获得任何回报。

现在，发展中国家常常向发达国家要求分享由利用本国生物多样性产生的商业利益。这是合理的，因为发展中国家的当地居民保护物种并将物种提供给科学家，他们应该分享利用物种资源所得的利益。然而，目前主要的挑战是如何通过外交途径签订协议并实施协议条款，以确保物种发现、商业开发和市场化过程中所有参与者都能公平分享利益。

要点：当前保护生物学家、政府、生态经济学家、企业和当地群众都在争论的一个问题是“谁拥有世界生物多样性的商业权利？”

虽然大部分物种没有或很少有直接经济价值，但只要一小部分具有巨大潜在价值的物种就可以满足医疗救治和支撑新产业发展，或者防止主要农作物免于灾难的需要。如果这些物种在被发现之前就灭绝了，那么尽管世界上大部分物种都保存完好，这对全球经济也将是巨大的损失。

全球生物多样性可以比喻为维持地球有效运转的“手册”。某种遗传资源、物种或生态系统的丧失就像从手册中撕掉一页一样。如果我们需要手册中这一页的知识来拯救世界自然环境和人类自己的时候，恰好这一页丢失了，将是巨大的灾难。

3.5 存在价值

全世界许多人都关心并愿意保护野生动植物。他们的这种热情可能与其在某一天能参观不同寻常的生态系统或观看独特物种的经历有关。这些人意识到生物多样性的重要性，并愿意为防止物种灭绝、生境破坏和遗传变异损失支付的价值总和可以称为生物多样性的存在价值（existence value）（Martin-Lopez et al. 2007）。生物多样性的存在价值也可以是受益价值（beneficiary value）或遗产价值（bequest value）——为保护子孙后代的某种价值而愿意支付的价值总和。

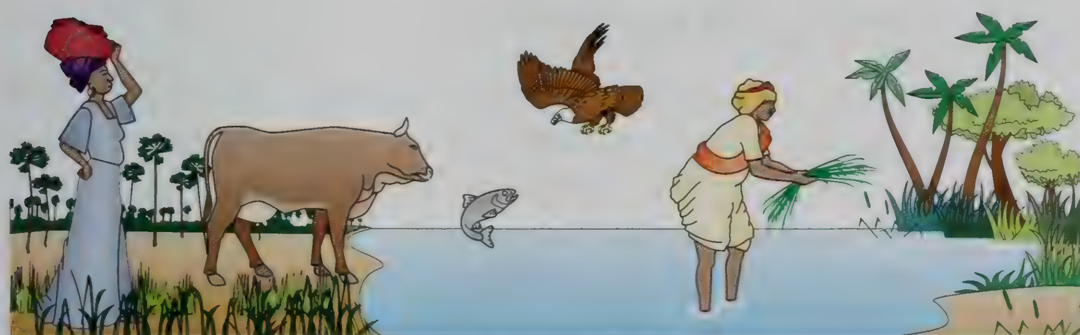
一些特殊的物种——有时也被称为“神赐的动物”（charismatic magefauna），如大熊猫、鲸、象、海牛和许多鸟类，更能引起人类强烈的关注。目前，世界上很多地方成立了为保护某些特定野生物种的环保组织，很多人愿意加入这些组织并为之工作，以最直接的方式关心野生生物和它们的栖息地。当然，他们也愿意把钱捐给这些环保组织。例如，在美国，环保组织每年获得的资助达上千亿美元，其中名列前茅的有美国大自然保护协会（TNC）（2007 年 7 亿美元）、世界自然基金会（WWF）（1.1 亿美元）、鸭类保护协会（Ducks

Unlimited，http://www.ducks.org/）（1.8 亿美元）、马鲛俱乐部（TSC）（5 100 万美元）。为表示对特殊物种的关注，人们还会督促和监督政府在保护这些物种种群、扩展它们的栖息地方面的投入。例如，美国政府已经投入超过 2 000 亿美元用于保护稀有种加州神鹫（*Gynmogyps californianus*）。

> 要点：公众、[illegible] 和特殊生态系统（如森林、珊瑚礁、[illegible]

生态系统也具有存在价值，如温带古老的森林、热带雨林、珊瑚礁、湿地沼泽、草原以及风景优美的地区。过去 20 年来，美国和英国进行的民调表明，相比其他社会问题，公众更热衷于关心环境保护。更值得一提的是，人们更希望环境保护纳入孩子的学校课程中（www.neetf.org; www.epa.gov/enviroed）。

总之，生态经济学帮助人们更清楚了解生物多样性的商品和服务价值，也帮助科学家更好地评价项目，因为现在他们可以将环境成本纳入经济产值的运算过程，而以前环境成本是排除在运算方程之外的。如果考虑环境成本，一些开始看起来成功的发展大项目实际运行后却带来经济损失。例如，图 3.9 显示的热带湿地生态系统总的经济价值，包括使用价值、选择价值和存在价值。从热带湿地生态系统引水灌溉的项目，短期利益（提高作物



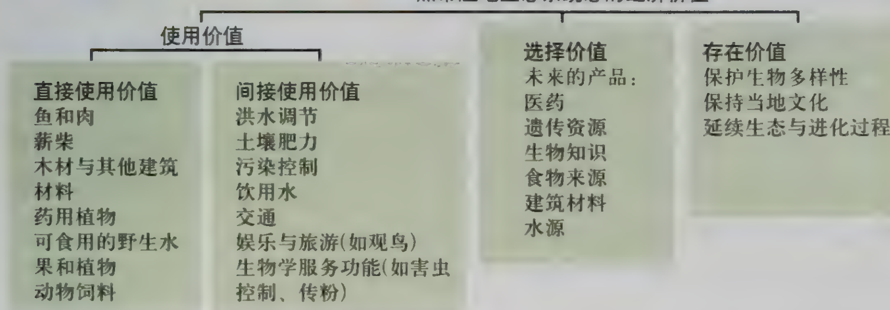


图 3.9 评价一个发展项目的成功必须结合所有的环境成本。图中显示热带湿地生态系统所有的经济价值，包括直接和间接使用价值、选择价值及存在价值。类似灌溉项目这样的发展项目实施后，水用于灌溉农作物，这样会降低湿地生态系统的价值。将损失的价值考虑进来，灌溉项目将出现经济损失（引自 Groom et al. 2006; 以 Emerton 1999 数据为基础）

产量）肯定大过环境成本。然而当湿地生态系统因排水而遭破坏，能提供的服务减少，其价值显著降低，损失的价值要超过项目短期产生的经济利益。只有湿地的价值计入方程，才能准确评估整个项目的实际价值。

3.6 环境伦理学

在现代社会，人们通过法律、奖惩制度、环境监测和评价等手段试图保护环境质量、生物多样性和人类福祉。还有一个新兴学科即环境伦理学可以帮助人们加强对物质社会基本价值的认识，能清晰地说明自然世界的伦理价值（Van Houtan 2006）。如果我们的社会坚持环境伦理原则，则自然环境保护和生物多样性维持具有优先权。

许多传统文化使当地人与环境在上万年来和谐共处，因为当地社会伦理推崇个人对自然的责任并合理利用自然资源。这种伦理观可以作为现代社会优先选择的价值观。由前苏联总统戈尔巴乔夫和其他国家的领导人一起提出的“地球宪章”（The Earth Charter），是一个融合环境伦理、生物多样性保护、社会和经济责任的国际环境准则（WRI 2003），并由新的组织“绿十字国际”（Green Cross International）来执行。

3.6.1 伦理学观点支持生物多样性保护

伦理学观点要求人们有高尚的情操并给予生命以基本的尊敬：尊重自然，尊重生命世界的美、脆弱、独特或古老，相信物种是神赐的（Fischer and van der Wal 2007）。这些价值观在许多宗教、哲学和文化价值体系中具有良好的基础。在他们的信仰体系，信徒们常常接受，或至少相信这些观点（Schmidtz and Willot 2001）。与此同时，以经济学背景为基础社会观念也仍然在发展，但可能最终被证明不充分、不准确、缺乏说服力。在很多情况下，经济学的手段可以帮我们估算生物多样性价值，但这种太精确的价值计算有时也会导致错误判断，本来我们应该保护更值得保护的物种或生态系统，结果我们却保护了另外一种（Bulte and van Kooten 2000）。

要点：伦理学观点的提出应该保护所有物种和生物多样性而无需考虑其经济价值。

许多环境伦理学倡导者相信物种通过产生后代和随环境的变化不断进化以维持自身的生存。因此，物种灭绝在这些人看来是“超级杀戮”，因为这不仅杀死了现在活着的个体，也消灭了该物种将来的后代，从而限制进化和物种形成（Rolston 1989）。

下面这些观点对保护稀有物种、无明显经济价值的物种、种内遗传变异和生态系统提供了理论基础，对于生物多样性保护非常重要：

- 每个物种都有存在的权利　所有物种都以独特的生物策略生存在这个地球上。以此为基础，每个物种的生存都应该受到保护，无论物种是大是小、简单还是复杂、古老还是年轻、经济上是重要还是不重要，这一点都毋庸置疑。所有物种都是生物群

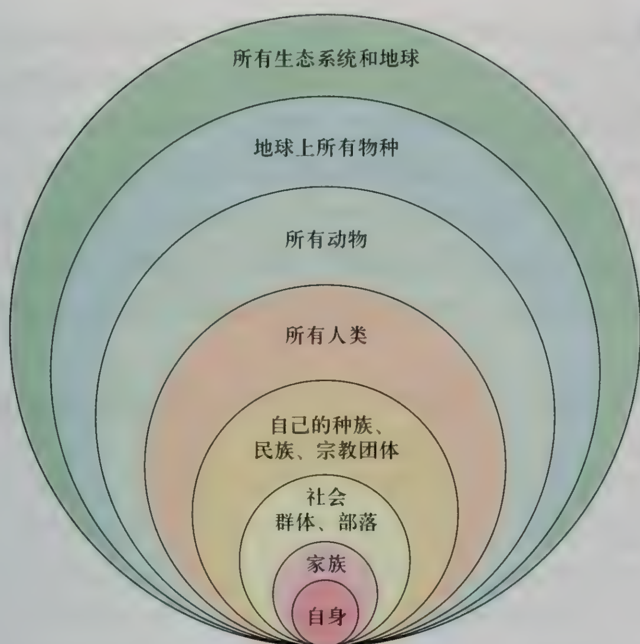


图 3.10 环境伦理学认为个人具有从自身逐渐外扩到更大范围的一系列道德义务（引自 Noss 1992）

落的一部分，拥有和人类一样的生存权利。每个物种都有自己的价值，一种与人类需求无关的固有价值（intrinsic value）（Agar 2001）。同样，人类不仅没有权利毁坏生物物种，而且还有责任保护因人类活动而濒临灭绝的物种。环境伦理学承认人类高于其他灵长类的动物，但依然是大生物群落的一部分，在这个群落中，人类应该尊重所有物种及其存在的权利（图 3.10）。

- **所有物种是相互依存的** 作为自然群落的一部分，物种以复杂的方式相互作用。一个物种的丧失将对群落中其他成员带来深远的影响，或是其他物种随之灭绝，或整个生态系统因为一连串的物种灭绝而变得不稳定。随着知识的丰富，我们也认识到大气、气候和海洋的许多化学和物理特征与自我调节的生物学过程相联系。因此，我们的自卫本能将会迫使我们将生态系统作为一个整体加以保护，因为它是保证我们生存的基本单元（Aron and Patz 2001）。例如，保护湿地既要保护鸟类栖息地，也要保护周围的城市和土地免于洪水灾害。
- **人类有责任充当地球的管家** 许多宗教信徒认为破坏物种的行为是非常错误的，因为物种是上帝创造的（Wirzha 2003）。如果上帝创造了世界，那么所有上帝创造的物种都有价值。在犹太教、基督教和伊斯兰教的传统中，人类保护动物的责任是作为与神的契约的一部分被界定的。其他主要宗教，例如印度教和佛教也强烈支持信徒对非人类生命的保护。
- **人类对我们的后代负有责任** 当我们使地球自然资源退化、生态群落遭受破坏、造成生物多样性丧失，我们后代的生存和生活质量将会大大降低。因此，凭良心讲，

今天的人类应该以可持续的方式利用资源（Ellison 2003）。应该认识到我们今天所生活的地球是向我们的后代借的，而他们有权利从我们这里继承一个状况良好的地球。

- **尊重人类的生活和利益与尊重生物多样性是一致的**　一些人认为对大自然过多的保护会损害人类生活质量，这种观点是错误的。如果人们生活在一个健康的环境中，他们将过着更健康更充实的生活（DeClerck et al. 2006）。当人们拥有完全的政治权利、稳定的谋生手段及对环境问题的正确认识，他们可能会更主动地保护生物多样性。因此，为穷人和没有权力的人争取社会公平和政治权利，同样也是为保护自然环境而努力。
- **大自然的精神和美学价值超过其经济价值**　纵观历史，各种各样的宗教思想家、诗人、作家、艺术家和音乐家都从大自然中获得灵感（Howarth 2001; Moore 2007）。对许多人来说，这种灵感的本质来自对未受干扰的大自然的体验（图 3.11）。几乎每个人都享受野生动物和自然景观的美感，并且有数千万人享受欣赏大自然这种室外活动的美好体验，这种体验对孩子的成长也非常重要（Kahn and Kellert 2002;



图 3.11 Kinkaku-ji，金亭，日本京都。与大自然相连的精神经常出现在宗教神殿及其景观中，例如，这座佛教寺庙（R. Primack 摄）

Kellert and Farnham 2002)。然而，生物多样性丧失将削弱这种体验效果。很难想象没有蝴蝶、没有野花的草地会是什么样子。

- **确定生命起源需要生物多样性**　科学界有三个重要的谜：生命如何起源，今天地球上的生物多样性如何产生，人类如何进化。成千上万的生物学家致力于回答这三个问题，并逐渐接近答案。物种灭绝可能导致重要的线索丢失，这几个谜就更难解开。如果人类的近亲——黑猩猩、矮黑猩猩、大猩猩和猩猩，在野外灭绝，我们将丢失理解人类进化的重要线索。

3.6.2 深层生态学

全世界许多环境行动主义组织，如绿色和平组织（Greenpeace）、地球优先（Earth First）及欧洲各种绿色团体致力于利用他们对环境问题的理解保护物种和生态系统。支持行动主义的最完善的环境哲学之一是深层生态学（deep ecology），它的理论前提是所有物种都具有内在和外在价值，人类没有权利降低其丰富度（Naess 1989, 2008; Sessions 1995）。现在人类活动正在破坏地球生物多样性，所以深层生态学提出现存的政治、经济、技术和意识形态结构都需要从根本上改变。这种改变的根本观点是需要通过环境质量、美学、文化和宗教观念，而不是通过物质消耗方式的经济增长来提高人类的生活质量。深层生态学的哲学还包括有义务通过政治行动来实现上述这些改变，并致力于个人生活方式的改变。深层生态学作为一种哲学体系，不仅对于生物多样性保护有价值，同样也是个人、社会和政治变化的理论基础。



小结

1. 生态经济学领域正在逐步形成评估生物多样性的体系，在此过程中为生物多样性保护提供了很多有价值的观点。生物多样性直接使用价值体现在许多从野外收获的产品，例如，木材、薪柴、鱼类、野生动物、可食用植物和药用植物。直接使用价值可进一步划分为消耗使用价值和生产使用价值，前者指产品在当地使用，后者指产品在野外收获后在市场销售。
2. 生物多样性间接使用价值系指为人类提供服务，但生物多样性本身不被消耗或破坏的过程。非消耗使用价值包括生态系统生产力、水土保持、野生种遗传资源的利用和气候调节。生物多样性也为休闲和旅游业带来价值，这也是许多发展中国家和乡村主要的收入来源。
3. 生物多样性具有选择价值，因为它具有在未来为人类社会带来利益的潜力，如新药、

工业产品和农作物。生物多样性也具有存在价值，它等于人类及其政府愿意为保护物种和栖息地支付的货币总额。

4. 环境伦理学呼吁宗教与非宗教价值体系都应该鼓励生物多样性保护。最核心的环境伦理观点是物种和生物群落，无论对于人类是否有直接的价值，都具有存在的权利。人类有责任有义务保护生物多样性。还有一个重要提示是人类福祉与健康与环境质量紧密相关。



讨论题

1. 假定只有筹集足够多的钱将池塘（蜻蜓的繁育地）及其周围的土地买下，否则生活在这里的蜻蜓种群将因池塘开发而遭毁灭。那么这种蜻蜓到底值多少钱？比较不同方法计算出的蜻蜓价值，能够看出哪种方法最好吗？或者说试图用金钱价值估算生物多样性价值本来就是个错误？
2. 美国大西洋沿岸的湿地不仅经常遭遇飓风袭击，同时也深受人类开发项目的影响，特别是上个世纪更加突出。目前，大西洋沿岸几个州和地方政府已经立法，规定建立在沿海湿地（或屏障岛以及其他暴露的生态系统）上的房屋和其他开发项目遭到飓风或其他自然灾害的破坏后不能再重建。你认为此法规代表美国民众最佳利益吗？
3. 考察最近的一些大型开发项目，如大坝、垃圾处理厂、房地产开发项目，可以根据生物多样性、经济前景和人类健康估算项目的成本与收益，谁来支付成本？谁得到收益？评价其他过去开展的项目，确定它们对周围生物及人类社区的影响。(这项有挑战性的任务作为集体行动可能更合适。)
4. 你认为生物物种、自然群落、诸如山河湖泊之类的物理实体有自己的权利吗？人们能以自己高兴的任何方式对待它们吗？哪里是我们道德义务的底线？

推荐读物

1. Carson, R.L. 1998. *A Sense of Wonder*. Harper Collins, New York. Carson 的最后一部著作，意味深长地恳求家长对孩子进行自然教育。
2. Kremen, C. and R.S. Ostefeld. 2005. A call to ecologists: Measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 539-548. 自然世界对人类活动特别是农业活动的价值回顾。
3. Lindsey, P.A., P.A. Roulet and S.S. Romañach. 2007. Economic and conservation significance of the trophy hunting industry in sub-Saharan Africa. *Biological Conservation* 134: 455-469. 非洲竞技狩猎所经营的土地面积比国家公园大许多。

4. Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005. *Ecosystem and Human Well-Being*. 4 Volumes. Island Press, Covelo, CA. 全世界一流科学家评述生态系统服务重要性的详细报告和总结。
5. Moore, K.D. 2007. In the shadow of the cedars: The spiritual values of old-growth forests. *Conservation Biology* 21: 1120-1123. 强调估算生物多样性的精神价值和美学价值。
6. Naess, A. 2008. The Ecology of Wisdom: Writings *by Arne Naess*. A. Drengson and B. Devall (eds.). Counterpoit, Berkeley, CA. 一位有影响力的思想家和深层生态学运动奠基者之一的重要文集。
7. Sánchez-Azofeifa, G.A., A. Pfaff, J.A. Robalin and J.P. Boomhower. 2007. Costa Rica's payment for environmental services program: Intention, implementation, and impact. *Conservation Biology* 21: 1165-1173. 哥斯达黎加在开发环境服务市场方面走在世界前列，但交易契约对森林砍伐的影响还不清楚。
8. Srinivasan, V. T. and 9 others. 2008. The debt of nations and the distribution of ecological impacts from human activities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 1768-1773. 贫穷国家的生态系统服务受发达国家经济活动的负面影响。
9. World Resource Institute (WRI). 2005. World Resource 2005: *The wealth of the Poor; Managing Ecosystems to Fight Proverty*. World Resource Institute，Washington D.C.. 这篇报告包含大量生物多样性和人类生活状况的数据。
10. Liu. J. and others 6 others. 2003 Protecting China's Biodiversity. *Science* 300: 1240-1241 这篇文章总结了近几十年来中国在保护生物多样性方面的成就。

（赖江山 编译，马克平 审定）



受人类活动影响严重的半干旱生态系统——荒漠的面积不断增加（见第 76 页）

第4章 威胁生物多样性的因素

维持健康的环境意味着保持系统内所有组分（如生态系统、生物群落、物种、种群以及遗传变异）均处于良好状态。对于每个组分来讲，最初的威胁很可能会导致最终的完全丧失。当生物群落遭受破坏时，其生态价值会随之降低。但是，只要最初物种全部存活下来，生态系统就仍然具有恢复的潜力。类似的，尽管当种群数量减少时，种内遗传变异会降低（见第5章），但是物种可以通过基因突变或重组获得遗传变异。然而一旦物种灭绝，保存在DNA中特有的遗传信息和特殊的性状组合便会随之永久地丧失，进而种群无法恢复，其赖以栖息的生态系统将被耗竭，也就永远无法实现其对人类的潜在价值。

假如物种、生态系统以及种群均适应于当地的环境条件，为什么种群会遭受灭绝呢？为什么它们不能在同一地方年复一年地繁衍下去？为什么不能适应改变的新环境？其唯一、简单的答案即人类大规模的干扰改变甚至破坏了大尺度的自然景观，将物种甚至是整个群落推向了灭绝边缘。

这7个威胁生物多样性的主要因素包括：生境破坏、生境破碎化、生境退化（包括污染）、全球气候变化、人类过度采伐、外来种入侵以及疾病的不断扩散（图4.1）。多数受威胁的物种和生态系统面临至少两个或两个以上的威胁因素，多重因素交互作用加快了物种灭绝的速率，阻碍了生物多样性的保护（MEA 2005b；Burgman et al. 2007）。所有的威胁因素都归因于人口的不断增长，进而越来越多地利用地球的自然资源所致。

4.1 人口的增长与影响

直到300年前，人口增长依旧缓慢，出生率稍微高于死亡率。生物群落遭到严重破坏发生在近150年左右，在此期间人口从1850年的10亿增长至2000年的60亿，呈现爆炸性增长态势（图4.1）。由于现代医疗事业和公共卫生技术（垃圾移除和污水处理）的发展

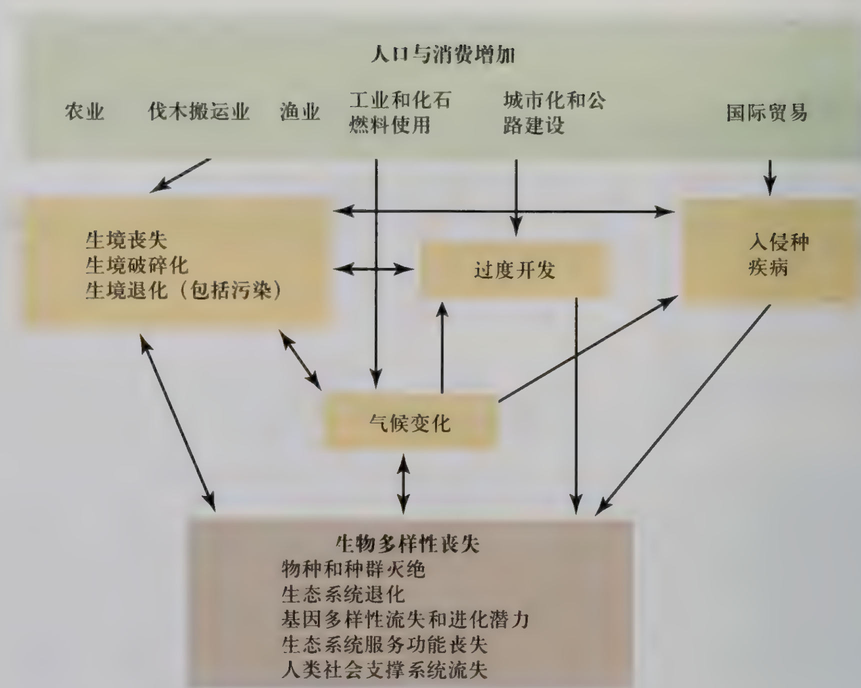


图 4.1 由人类活动导致的威胁生物多样性的主要因素（黄色框）。这 7 个因素交互作用加速了生物多样性的丧失（引自 Groom et al. 2006）

以及更可靠的食物供给的出现，使人口死亡率下降，而人口出生率维持较高水平，最终导致人口数量激增。在工业化国家人口增长已经放缓，但在热带非洲、拉丁美洲和亚洲的许多地区人口增长率仍旧维持较高水平，而这些地区往往具有巨大的生物多样性。假如这些热带国家执行有效的措施来控制人口增长，世界人口高峰值很可能于 2050 年控制在“仅仅”80 亿，而后人口数量将逐渐下降。

要点：威胁生物多样性的主要因素——生境破坏、生境破碎化、污染、全球气候变化、资源过度开采、外来种入侵以及疾病扩散，导致这些威胁因素产生的根本原因是人口的快速增长。

更多的人口意味着更巨大的人类影响和更少的生物多样性（表 4.1）。流经高人口密度居住地区的河流往往会遭受严重的氮素污染；具有较高人口增长率的国家，其森林采伐率更为严重。因此，一些科学家强烈认为控制人口数量是保护生物多样性的关键（Cohen 2004）。

人类活动只要受地方习俗或政府调控，生物群落就完全能够在邻近高密度人口地区存活下来。在非洲、印度和中国，宗教对于保留在一些乡村周围的生物群落起到了至关重要的作用。战争、政局动荡以及其他社会不稳定因素可能破坏这种规则，其结果通常是争相采掘和出售世世代代已被持续利用的资源。人口密度越高、城市越大，人类活动具有的破坏和保护潜力越大，因而越应受到更为密切地调控（Grimm et al. 2008）。

表 4.1

人类影响全球生态系统的3种方式
1. 土地利用 人类对土地利用和资源需求已经改变了半数未受冰雪覆盖的地表面积。
2. 氮素循环 每年人类活动例如种植固氮作物、施加氮肥、燃烧化石燃料、以生物或物理的添加方式向陆地生态系统释放更多的氮素。
3. 大气碳循环 截至 20 世纪中叶，人类燃烧化石燃料将导致大气中的 CO_2 含量加倍。
数据来源：Vitousek 1994; Vitousek 1997; MEA 2005。

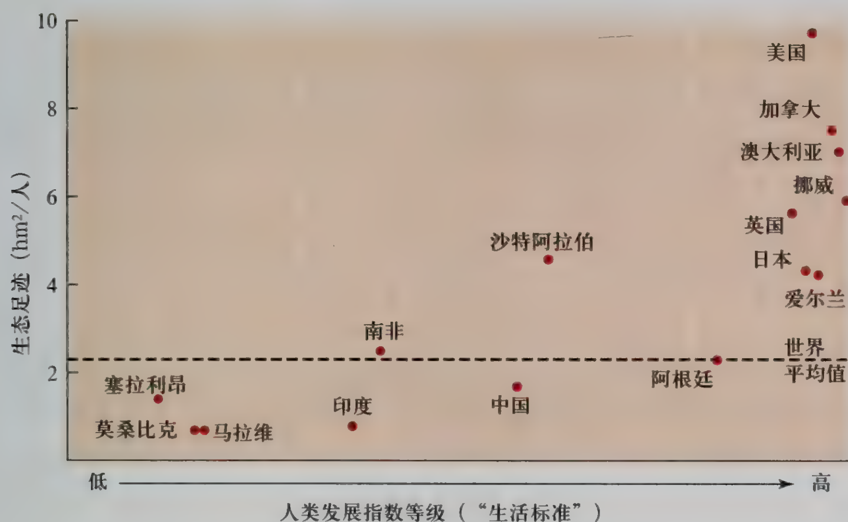


图 4.2 生态足迹法估算容纳各国居民的平均地表面积。尽管计算方法存在争议，但基本上提供了明确的信息。当用该指标与衡量人类生活水平的经济发展指数作图时，生态足迹则展现了发达国家不均衡地消耗大量自然资源的事实（数据源于全球生态足迹网络和联合国发展计划署 2006）

不均衡地利用自然资源也会导致生物多样性的丧失。发达国家（以及少数富裕的发展中国家）的人民极不均衡地消耗着全世界的能源、矿产、木材和食物，因此对环境造成了不均衡的影响（图 4.2；Myers and Kent 2004）。贫穷国家生境破坏的原因同其产品运输至富有国家有着密切的联系。例如，拥有世界上 5% 人口的美国，每年却消耗世界大约

25% ~30% 的自然资源。

人口对环境的影响(I)可以用公式表示为 $I = P \times A \times T$,P 为人口数量,A 为人均收入,T 为反映人类技术发展水平的因素(Ehrlich and Goulder 2007; Dietz et al. 2007)。需要指出的是,这种影响即使跨越遥远的地理距离也仍然能够感受到。例如,像美国、法国、德国和日本等工业化国家通过购买食物、木材和石油等资源破坏了其他国家的环境。在欧洲饭馆吃到的鱼可能来自于北太平洋沿岸,该流域的大量捕杀已导致虎鲸、海狮、海豹和海獭种群的衰落。在纽约、罗马或巴黎,饭后的巧克力甜点和咖啡可能源于正在加速破坏哥伦比亚雨林的农业种植园。生态足迹(ecological footprint)的概念涵盖了这种地区间的联系,其定义为人类活动在跨越空间距离对两地环境产生的影响。在典型的发达国家,现代都市的生态足迹一般是其面积的 290~1 130 倍。例如,加拿大多伦多的面积仅仅为 630 km^2,而每个居民需要 7.7 hm^2 来提供食物、水分和垃圾处理。一个拥有 240 万人口的多伦多,其生态足迹为 18.5 万 km^2,这个面积相当于一个新泽西州或整个叙利亚。

要点:在全球一体化的世界里,消耗巨量的自然资源无法实现长期的、可持续发展。

发展中国家不断壮大的中产阶级(包括人口密集、发展迅速的中国和印度)也选择了资源消耗型的生活方式,因此也增加了环境严重恶化的可能性(Grumbine 2007)。发达国家富裕的人民应该面对自身过分的资源消耗(特别是对化石燃料的消耗),重新审视自身的生活方式。与此同时,应该帮助控制人口增长、保护生物多样性,并援助发展中国家的工业发展。

4.2 生境退化

生物多样性损失的主要原因不仅仅是人类的直接开采与猎杀,而且还源于人口增长和人类活动必然导致的生境破坏。这种增长和破坏在未来的几十年里仍将是影响陆地生态系统生物多样性的主要因素,而过度开采资源、气候变化和外来种入侵的破坏程度很可能紧随其后(图 4.3;IUCN 2004)。威胁生物多样性的主要因素是自然生境的退化和丧失,所以最重要的保护方式是对生境的保护。"生境丧失"包括生境彻底被破坏、与污染有关的生境退化以及生境破碎化。当生境受损和发生退化时,植物、动物和其他生物将无处生存,最终走向灭亡。

世界上许多地方,特别是岛屿和高密度人口聚集的地区,多数原始生境早已受到破坏(MEA 2005a)。生境遭受严重干扰的地区有欧洲、南亚和东亚包括菲律宾和日本、澳大利亚的东南和西南部、新西兰、马达加斯加、西非、南美的东南和北部海岸、中美洲、加勒比海以及美国东部和中部。在这些地区,很多超过半数以上的自然生境受到干扰和彻底丧失。在欧洲,仅有 15% 的土地面积未曾受过人类活动的干扰。在美国,天然植被仅占 42%,其中部和东部地区则残留了不到 25%(Stein et al. 2000)。自从欧洲移民定居以来,

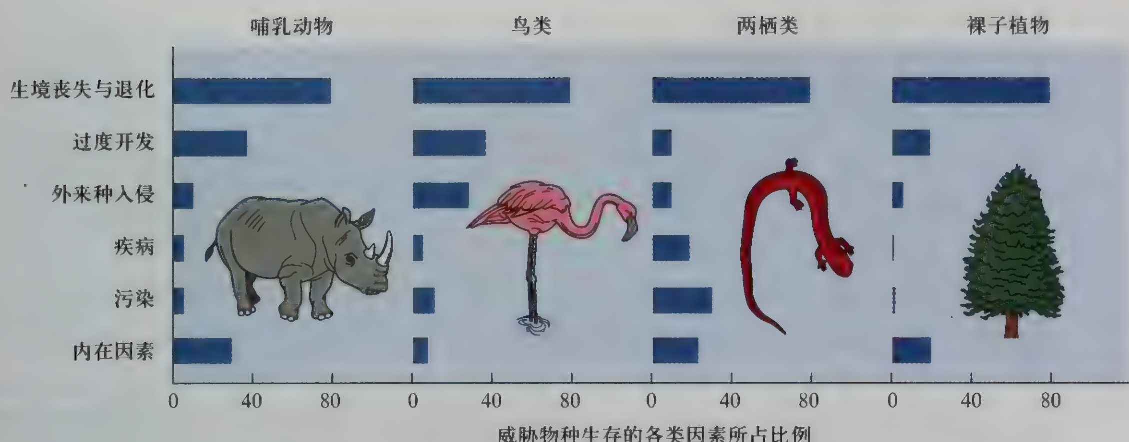


图 4.3 自然生境的丧失与退化是威胁世界生物多样性的最重要因素，其次是人类对资源的过度利用。然而不同种类的生物面临不同因素的威胁。例如，鸟类受入侵种的危害严重，而两栖类则受疾病和污染的威胁严重。物种通常要同时面对多重威胁，因此全部威胁要素的总和可能超过 100%（引自 IUCN 2004）

美国的某些生物群落面积已经衰落了 98% 以上（Noss et al. 1995）。

在美国，通过破坏生境影响濒危物种生存的因素依次是农业（威胁着 38% 的濒危物种）、商业发展（35%）、水利工程（30%）、户外娱乐场所（27%）、放牧（22%）、污染（20%）、基础设施修建（17%）、火干扰（13%）和森林采伐（12%）。在中国依次，为森林采伐（威胁着 33.2% 的脊椎动物）、农业（12.6%）、修建大坝和水库（6.9%）、过度放牧（6.2%）、食物短缺（4.3%）、人工造林（4.1%）、水资源利用（3.9%）、旅游（2.7%）、采矿（2.5%）和基础设施修建（2.3%）等（Li and Wilcove 2005）。

生境破碎化、农业耕作、森林采伐以及其他人类活动很少只是触及森林边缘而不破坏森林内部的，然而，这些森林原本是旧大陆的热带国家保留下来，它们是生物多样性赖以生存的栖息地。在泰国、印度和越南，半数以上的野生生境已经遭到破坏（WRI 2000）。在地中海地区，上千年来一直是人口分布密集的地区，仅仅有 10% 的原始森林保留下来。重要的一点是野生种群丧失的数量与生境丧失的面积呈有一定的比例。即使地中海森林生境依然存在，但近 90% 的鸟类、蝴蝶、野生花卉、蛙类以及苔藓已不存在了。由于世界人口持续增长，在过去的 30 年里，农业产量增长了 30%~50%，因此保护生物多样性的需求与新农业生产用地的需求是有冲突的（Tilman et al. 2001）。

4.2.1 热带森林

热带雨林的破坏已经等同于物种的丧失。正如第 2 章所说，热带雨林占据地球面积的 7%，却拥有着半数以上的物种。许多物种对当地的经济发展是至关重要的，并具有供全世

界人类利用的潜力。热带雨林对水土保持和气候调节具有重要作用，对于当地人来说，它是人们赖以生存的家园；对于世界人民来说，它是潜在的碳库，可以吸收化石燃料燃烧释放的大量二氧化碳。

热带雨林分布于海拔 1 800 m 以下、多数年份月降水量至少 100 mm 的无霜地区。热带雨林特征为物种丰富和种间关系复杂。雨林的土壤瘠薄及养分贫瘠，所以毁林开荒后很容易发生森林退化和土壤侵蚀。

在学术界，关于热带雨林的最初分布范围和目前的面积以及森林采伐的速率有相当多的争论。目前，每年将近有 15 万 km^2 的雨林消失，这个面积相当于美国一个田纳西州或整个危地马拉（图 4.4）。其中，几乎一半的面积完全受到破坏，而余下部分的群落物种组成和生态系统过程已经发生了巨大变化（Primack and Corlett 2005）。每年森林采伐速率接近原始森林面积的 1%（Laurance 2007）。尽管难以获得精确的数字，但可以达成共识的是热带森林采伐速率高得令人担忧，并且每年还在不断增加。

当贫穷、无耕地的农民在政府帮助下摆脱绝望、毁林开荒和重建家园的同时，大约破坏掉了全球 60% 的雨林（Zarin et al. 2005）。其中一些土地转变为永久耕作或放牧用地，但多数土地以刀耕火种的方式耕种（图 4.5）。刀耕火种（shifting cultivation）是一种比较原始的、少有余粮的农业经营方式。这种耕作方式没有固定的农田，农民先把地上的树木全部砍倒，已经枯死或风干的树木被焚烧后，农民就在林中清出一片土地进行耕作，靠自然肥力获得粮食。二三个生长季过后，当这片土地的肥力减退、不再适宜庄稼生长时，就放弃它，再去开发一片新的天然植被，所以称为刀耕火种。雨林的退化也与薪材生产有关，多数用于当地农民烧火做饭。20 多亿人用薪材生火，所造成的后果是显著的。受到商业皆伐和择伐的影响，每年又有 20% 的雨林遭到破坏（LaPorte et al. 2007）。另外 10% 左右的森林被皆伐改作牛牧场。种植经济作物（油棕榈、可可和橡胶树等）再加上修路、采矿以及其他人类活动破坏了剩余 5%～10% 的森林面积。

亚洲的毁林率最大，每年大约 1.2%；热带美洲有较大的森林面积，因此毁林面积最大，大约每年有 7.5 万 km^2。按目前毁林速率，到 2050 年除了受到保护亚马逊盆地、刚果河盆地和新几内亚的有限地区以及难以进入的局部区域以外，真正的热带雨林就所剩无几了。世界人口持续增多和热带许多发展中国家贫困加剧，导致对不断缩小的雨林面积产生更大的需求，因此实际形势要比预期更为严峻。

热带雨林遭到破坏是工业化国家需求廉价农产品（包括可可、蔗糖、棕榈油、橙汁、香蕉和牛肉）以及低廉的豆制品和木材产品的结果（Primack and Corlett 2005; Nepstad et al. 2006）。20 世纪 80 年代，当哥斯达黎加和其他拉丁美洲国家将雨林转化为牛牧场时，使世界的毁林率达到最高。牧场产出的大部分牛肉卖到美国和其他发达国家生产便宜的汉堡包。这一“汉堡包链”引起公众的反对和消费者抵制，迫使一些美国饭店、连锁店停止销售源于热带牛牧场生产的牛肉。

要点：美国和其他工业国家对咖啡、巧克力、蔗糖、木材和牛肉的需求促使热带雨林遭到大面积破坏。

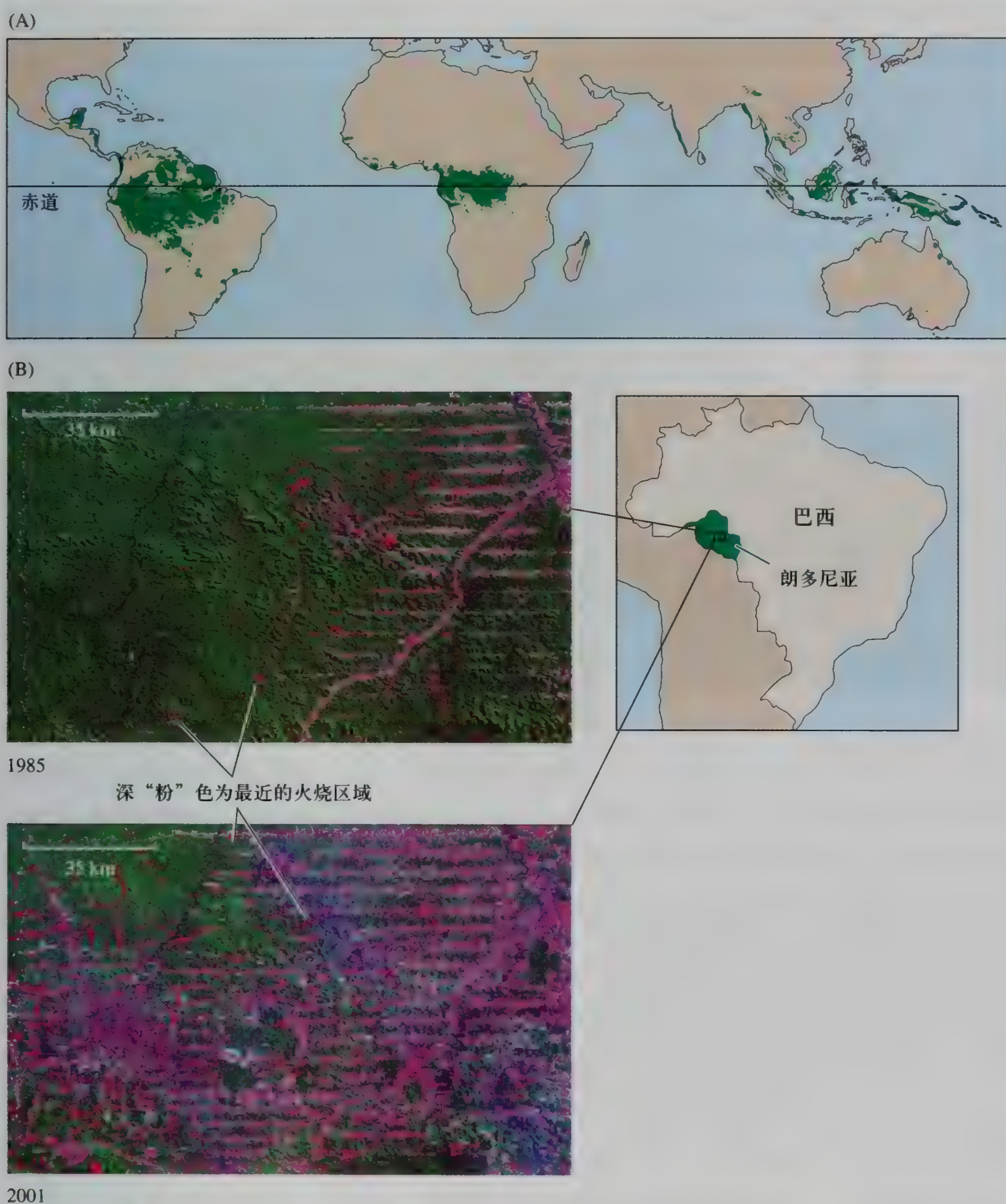


图 4.4 （A）卫星遥感照片显示目前热带雨林的分布范围（绿色区域）。这些雨林曾经覆盖中美洲、南美洲、非洲和亚洲等更为广泛的近赤道地区。（B）位于亚马逊盆地的巴西朗多尼亚州的遥感图片显示了 15 年间雨林不断遭受吞食的过程。沿政府修建的东西向公路网（粉线）两侧，森林（绿色）已被大片牧场和小范围的家庭农场开垦成农田。深粉色的“斑点”很可能是最近的火烧区域。Ariquemes 城镇位于右上角。（A. R. Corlett 惠赠，由 M. Doughty 基于 UNEP/WCMC 数据库编译；B. 南达科他州立大学 GIScCE 中心 Christopher Barber 惠赠，基于美国地质调查局和巴西国家空间技术研究院数据编译）



图 4.5 对热带雨林的砍伐有各种原因。图中所示的是生活在巴西亚马逊河流域的贝蒙部落土著人为搭建住处而砍倒树木，并且放火烧林准备种植庄稼。这种村落通常在几个生长季过后，伴随土壤肥力下降而废弃——这是一种广泛采用的农业耕作方式，称作“刀耕火种”（图片版权归 David Woodfall / Alamy 所有）

尽管对拉美雨林的破坏仍在继续，而联合抵制这一行为使大众认识到了引起森林采伐的这种国际间联系。保护生物学首要任务就是帮助提供信息支持、合理规划和提高大众保护意识，停止当前对雨林的破坏，保护大面积雨林可持续发展。

马达加斯加实例：马达加斯加是一个远离非洲东南部海岸的大岛屿国家，它是遭到快速而严重的雨林破坏的具体实例之一。曾经覆盖 1.14×10^5 km^2 湿润的马达加斯加雨林，蕴藏着一系列丰富的特有物种（特别是小灵长类种的 28 种狐猴）。由于刀耕火种、放牧和森林大火等综合因素的影响，截止到 1996 年森林覆盖率已经降低到原来的 13%，幸存下来的雨林也发生了严重的退化。森林以每年 1 100 km^2 的速度遭到破坏。按照目前的毁林速率，到 2020 年，除了受到保护的 1.5% 岛屿面积以外（Primack and Corlett 2005），马达加斯加雨林将不再存在。因为马达加斯加岛是野生狐猴的唯一分布区，马达加斯加岛森林丧失必将直接导致许多种狐猴的灭绝。

中国西双版纳热带雨林实例：西双版纳植物园位于热带森林环抱的滇南热带地区，由于橡胶价格的飙升，西双版纳的橡胶种植园迅速扩增。1976—2003 年间，森林面积平均每年减少 1.4×10^4 hm^2，森林覆盖率已减少到不足 50%，且原始热带雨林面积已缩小到不足 3.6%（Li et al. 2007; 2008），在生物量中储存的碳已经丧失了 600 万吨（Li et al. 2008）。1988—2006 年间，该镇橡胶林面积从 12% 增加到 46%，而森林面积从 49% 减少到 28%（Hu



图 4.6 白颊长臂猿（*Hylobates leucogenys*）栖息于海拔 1 500 m 以下的热带雨林中。西双版纳地区因种植橡胶和其他开垦、毁林开荒以及森林火灾等原因，使这一地区低海拔的热带雨林大部被毁，白颊长臂猿的分布范围急剧缩小，种群濒临灭绝（秦卫华摄）

et al. 2008），当橡胶园取代森林以后，加剧了水分蒸发和地表径流，使该地区干旱频繁，整个生态系统服务价值下降了 1 140 万美元。破坏生态系统会促使将来的经济发展后院起火（Qiu 2009），这显然是一不太合算的投资。西双版纳自然保护区目前可能是白颊长臂猿（*Hylobates leucogenys*，图 4.6）在中国唯一分布区。伴随大面积热带雨林遭到破坏，20 世纪 80 年代初期西双版纳勐腊县仅有白颊长臂猿 70 余只，其数量比 60 年代初减少了 86%（杨德华等 1987），而到 80 年代末期已不足 40 只（扈宇等 1989），2004—2006 年被列为世界最濒危的物种之一。

4.2.2 热带落叶林

并非所有的热带森林是湿润的雨林。热带落叶林覆盖面积要比热带雨林小得多，其特点是具有明显的干湿季交替，且干季时间较长。热带落叶林在旱季落叶，就像温带落叶林在冬季落叶一样。马达加斯加的部分热带森林是落叶的。关于这种森林类型的研究在中美洲较多。

热带的落叶林覆盖的土地比热带雨林覆盖的土地更适合农业耕作和畜牧养殖，所以落叶林更易遭到采伐和焚烧。落叶林不同于雨林，越适中的降水（年均降水量在250～2 000 mm之间），矿物养分在土壤中停留的时间越长，进而更充分地被植物所吸收。因此，中美洲落叶林区的人口密度是相邻雨林区的5倍。今天，中美洲太平洋沿岸地区保留下来的原始落叶林已不到0.1%，马达加斯加岛则保留了不到8%的面积（Gillespie et al. 2000）。

4.2.3 温带草地

并不是所有受威胁的生态系统都分布在热带，北温带和南温带的草地几乎完全遭到了人类活动（主要是农业）的破坏，这是因为将大面积的草地转化为农田和牧场要相对容易得多。中国北方草原是欧亚大陆草原的东翼，昔日风吹草低见牛羊、水草丰美的鄂尔多斯草原和科尔沁草原，经过200~300年的开垦、农耕、撂荒，变成了如今的风沙源——毛乌素沙地和科尔沁沙地。还有一些地方在草原乱挖野生植物，不仅造成草原植物资源减少，还对草原生态造成严重破坏，仅内蒙古自治区因滥挖、滥搂破坏的草原中已有4×10^6 hm^2完全退化（苏大学 2008）。一些地方不合理开采草原水资源的行为，致使下游湖泊干涸、绿洲草原缩减及其外围植被退化，珍稀动物因失去栖息地而不断消失。以内蒙古黑河流域下游为例，原有26种国家1—3类保护动物已有9种消失，10余种迁移他乡（龚家栋等 1998）。

要点：在1800—1950期间，有97%的北美高草大草原被转化为农田。

许多温带草地有很多更为熟知的名称。如南美著名的阿根廷潘帕斯草原（pampas），广袤的俄罗斯、乌克兰和蒙古高原的大草原（steppe），美国中部的广大的“产粮区”（bread basket），曾一度被高草大草原（tallgrass prairie）覆盖，但如今只留下面积不大、呈破碎的斑块状零星分布的北美草原（buffalo grass）（White et al. 2000）。虽然政府正在采取措施努力地恢复受损的生境（见第8章），但与农业耕作大面积的破坏程度相比，目前取得的一些进展不过是微乎其微。

4.2.4 湿地

湿地是陆地与水域交界的生境，其重要性见第3章。健康的湿地对鱼类、两栖类、水生无脊椎动物以及许多水禽的生长具有重要意义。湿地也是洪水控制、农田灌溉、水体净化、污水循环和能源生产的重要源泉。尽管许多湿地物种分布广泛，但也有一些水域以高度的特有性著称。

湿地常常出于开发目的而被灌满或排干，或被水道、大坝所取代，或者遭受化学污染（Gardner et al. 2007; Gonzalez-Abraham et al. 2007）。毗邻湖水和海岸的陆地经常受到住宅

和商业开发的严重破坏。近 200 年以来，美国已有半数以上的湿地遭到破坏，在全国 5.2×10^6 km 的河流中约 98% 已经退化，它们不再是天然的美景（Harrison and Stiassny 1999）。

湿地的破坏在另外一些工业化国家同样严重。例如，几个世纪以来欧洲莱茵河及其支流沿岸修建的运河、大坝、防洪堤和工业污染已永久地改变了当地生态系统。日本 3 万条河流中只有 2 条能看做是天然的、没有人为地修筑大坝或其他人工设施。

近 50 年来，发展中国家的大批发展项目，常常是由政府组织或受国际财政援助而修建大坝，使湿地同样受到了威胁。中国长江修建的三峡大坝就是近几年的实例。三峡大坝最终成为世界上最大的水力发电站，产生大量清洁、干净的能源。但是，目前三峡四期工程规划移民总人数将逾 130 万人（Hwang et al. 2007），而实际迁移人口可能会更多，并且破坏了无数个生物群落和考古地点。类似工程带来的经济效益固然十分重要，然而当地人民的权益和生态系统的价值却常常无法得到足够的重视。

4.2.5 海岸带

人口增长集中在沿海地区，已有 20% 的沿海海岸退化或受到人类活动的改变。世界范围内高强度的捕捞鱼类、贝类、海藻以及其他海产品正改变着海洋环境（Halpern et al. 2007），因此海洋环境同样受到污染、捕捞、沉积、毁灭性地渔业活动、海水温度和海平面升高以及外来种入侵等威胁。人类对海洋的影响远没有对陆地生态系统了解的透彻，但这种影响特别是对浅海海岸很可能同样严峻。

红树林　红树林是热带地区最重要的湿地群落，由少数几种能耐受咸水的木本植物组成。红树林占据被海水淹没的海岸地带，是典型的淤泥底。红树林是虾类和鱼类重要的繁殖和捕食场所。例如在澳大利亚，商业渔民捕捉的种类中有 2/3 在某种程度上依赖于红树林生态系统。

尽管红树林有着巨大的经济价值和保护沿岸不受暴风和海啸袭击的生态价值，却常常遭到皆伐，特别在东南亚国家，一半以上的红树林已遭到砍伐，用作种植水稻和虾类的商业孵化场所(Barbier 2006)。过度采伐红树林用于薪材和木材,使该生态系统受到严重退化。世界上超过 35% 的红树林生态系统遭到破坏，并且每年还有更多的红树林正遭到进一步破坏（MEA 2005）。

珊瑚礁　热带珊瑚礁（图 2.9）特别重要，虽然它们仅占据 0.2% 的水体面积，却容纳了 1/3 的海洋鱼类物种（图 4.7）。珊瑚礁的形成需要成千上万年的时间，世界上已有 20% 的珊瑚礁遭到破坏，另有 20% 的珊瑚礁因过度捕捞和收获、污染以及入侵物种的引入而退化（MEA 2005a）。本章即将讨论的气候变暖在珊瑚礁快速退化中似乎也扮演着重要角色。

遭到最严重破坏的是菲律宾，有 90% 这一惊人比例的珊瑚死亡或即将死亡，其主要原因包括水体污染直接致死珊瑚或引起藻类过度繁殖，由森林采伐导致的沉积作用，过度捕

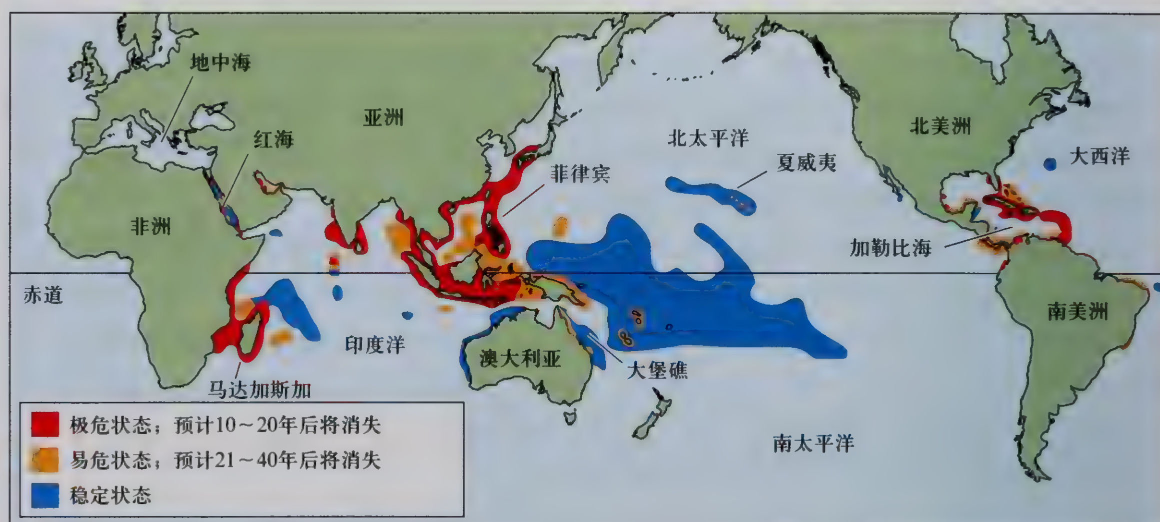


图 4.7 未来 40 年里，倘若不采取保护措施，大面积的珊瑚将会遭到人类活动的损害或破坏（引自 Bryant et al. 1998）

捞鱼类、蛤类和其他动物，以及炸药爆炸释放氰化物来收集少量幸存生物的捕捞方式。

4.2.6 荒漠化

许多季节性干旱的生境由于人类活动的破坏而退化成荒漠，这一过程称作荒漠化（desertification）（Reynolds et al. 2007）。这些脆弱的半干旱群落包括草地、热带落叶林和温带灌丛。

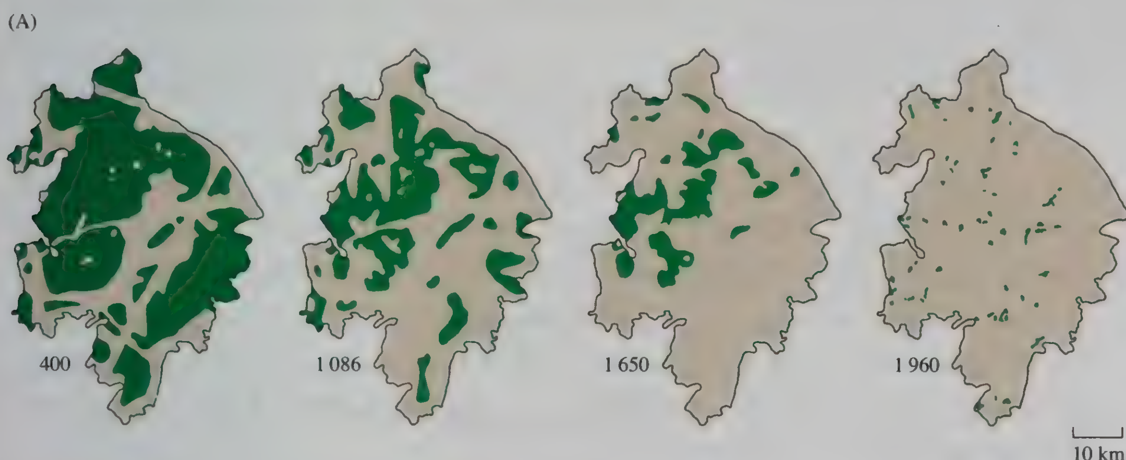
干旱或半干旱地区覆盖大约 40% 的全球土地面积，并且是 10 亿人民赖以生存的家园。将近有 10%～20% 的干旱地区至少是中度荒漠化，至少丧失了植物生产能力的 25%（Neff et al. 2005）。这些地区最初适合农业耕作，但重复种植，特别是在干旱和大风年间，常常会导致土壤侵蚀和土壤持水力下降。家畜过度啃食植被、土地遭受家畜的践踏（见第 64 页）以及人类砍伐森林用作薪材，其结果导致土地覆盖下降和土壤流失严重。这一荒漠化进程，在很大程度上给生物群落造成无法恢复的退化。

要点：随着人口增长，人类和家畜迁入干旱地区，而该地区无法承载如此庞大的种群数量，使得半干旱地区彻底转变为沙漠。

世界上曾有 900 万 km^2 的半干旱地区已经人为转化成了沙漠，这一荒漠化过程在非洲的撒哈拉地区（撒哈拉沙漠南部）最为严重，当地多数大型哺乳动物遭到灭绝的威胁。撒哈拉目前有 10 亿人口，这一数量是土地可持续承载量的 2.5 倍。除非提高农业耕作方式、消除贫穷、稳定社会和控制人口增长的计划得以实施，否则进一步荒漠化是无法避免的。

4.3 生境破碎化

完全的生境破坏并不是唯一的危险。生境破碎化（habitat fragmentation）是大片、连续面积的生境不仅面积减小而且被分割为两个或更多的片段，许多生境曾经占据着广大、完整的土地，而如今被公路、农田、乡村和其他大范围的人类建筑分割成生境片段（图 4.8A）。生境破碎化不仅被高度修饰和退化的景观隔离，而且每个片段的边界同时又经历另外一套



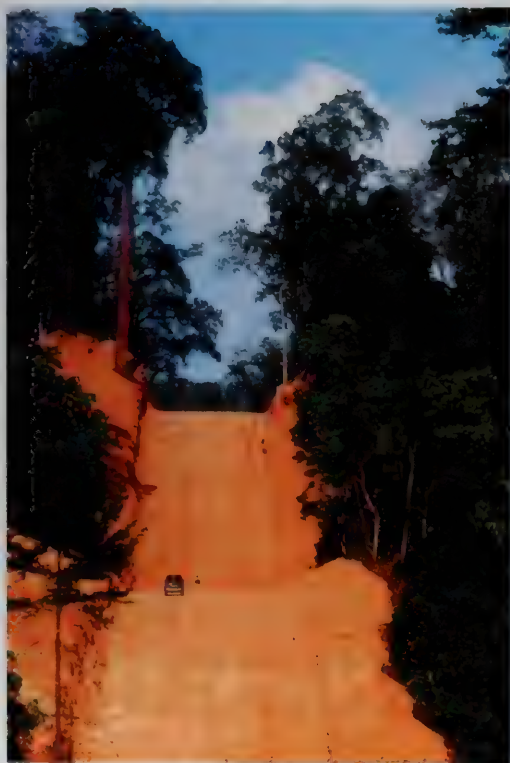


图 4.8 生境破碎化。（A）公元 400 年，罗马人在英格兰沃里克郡森林景观中建立城镇，并修建公路。几个世纪以来森林景观（绿色）受到田间小路、公路、农业和人口居住地分割而破碎化，面积减少。直到 1960 年，仅有少量的森林片段保留下来。（B）在泰国，为便于铺设天然气管道，修建一条宽阔的公路（注意汽车作为参照尺度）穿过热带雨林。这样的干扰经常会使生境破碎化带来深远影响（A. 引自 Wilcove et al. 1996；B. 图片版权归 Mike Abrahams / Alamy 所有）

环境条件，即边缘效应（edge effect）。破碎化常常残留在最差的土地，如陡坡、贫瘠的土壤以及难以抵达的地区（Huste and Boulinier 2007; Laurance and Luizao 2007）。

在生境面积严重减少的同时，几乎总是同时发生破碎化。哪怕生境面积有微小的降低，如被公路、铁路、高压线、围墙或任意阻止动物自由通行的障碍物分割，破碎化也会发生（图4.8B）。有时野生动物管理员会特意将森林生境分割，创造出开放无边界的生境（拥有新生、繁茂的植物生长），有利于鹿、鸟类和其他野生动物的生长。生物地理岛屿模型（见第5章）有时也应用到这样的景观中，因为生境破碎化更像一个荒凉的岛屿，被人类统治的“海洋”包围着。

驯鹿是斯堪的纳维亚文化的重要象征，我们举这一例子来说明生境破碎化的诸多问题。野生驯鹿（*Rangifer tarandus tarandus*）最后的遗留种群幸存在挪威南部（Nellemann et al. 2001）。在1900年之前，驯鹿作为单一的、连续的种群在该地区自由迁移。驯鹿栖息地倾向于远离人类居住地（和建筑设施保持5 km以外的距离），然而公路和高压线等基础设施建设把驯鹿种群分割为26个隔离的种群。目前，仅仅有10%的驯鹿原始栖息地是分布在远离人类建筑群5 km以外的。因为这些隔离的种群不能迁移，它们在各自的破碎生境中过度采食植被，种群必须通过不断地被猎杀这样积极的管理措施，来阻止种群因数量增加过快而饿死。假如再增设公路、高压线和娱乐场，野生驯鹿种群将经受更进一步地破碎化，很难预料种群将能否长久地维持下去。

4.3.1 破碎化的威胁

破碎化的生境与原始生境有3点重要的不同：

1. 先前连续的生境所栖息的种群数量较大，变成各自分离的破碎化生境后，拥有的种群数量较小。
2. 生境的破碎化使单位面积中有更长的边界线，会产生更大的边缘效应。
3. 对每一个生境片段而言，中心到生境边缘的距离更近。

仅仅一个障碍物的存在能够以多种微妙的方式威胁物种的生存，边缘效应（下一节会具体阐述）会加剧生境破碎化所引发的问题。

生境破碎化会限制物种扩散和定殖的潜力（Bhattacharya et al. 2003; Baur 2005）。由于有被捕食的危险、或某些物种更趋向避免强光、炎热或干旱环境，许多森林内部的鸟类、哺乳动物和昆虫不敢穿越即使很短的一段开阔空间。并且，动物也常常会在穿越公路时被机动车压死。结果导致许多物种不能迁移到附近土著物种消失后的破碎化生境。而且由于动物的扩散受到生境破碎化的限制，依赖于动物扩散的肉质果实和黏性种子植物也会受到影响。因此，彼此隔离的生境片段限制了许多原本可以在当地生存的土著物种的迁移。生活在每个生境片段的物种在自然演替和种群变化下灭绝后，这些扩散障碍物妨碍新物种的迁入，生境片段的物种个体数将会慢慢衰减下来。这样，小生境片段内种群的局部灭绝加

快并日趋严重。

生境破碎化第二个有害的方面是它可能降低了土著动物的觅食能力。个体或群居生活的许多动物需要自由地穿越景观，以便能猎取广泛散布或季节性限制的食物和水资源。一种特定的资源或许仅能维持一年中的数周，甚至几年仅出现一次，当生境破碎化后，被限制在单一的生境片段中的物种可能无法自由迁移，以获取那些稀有资源。例如，篱笆墙能够阻止大型食草动物如羚羊或野牛的自由迁移，迫使它们在不适宜的生境中过度啃食，最终导致这些动物饿死和生境退化（Berger 2004）。在河流生态系统中，修建大坝也可能会导致水生生境破碎化（Dudley and Platania 2007）。

要点：导致生境破碎化的障碍物降低了动物觅食、寻找配偶、迁移和在新栖息地定殖的能力。破碎化的生境常常会产生趋于局地灭绝的、个体数量小的亚种群。

生境破碎化将一个广泛分布的种群分割为两个或更多个亚种群，每个种群限定在一定的区域内，限制了配偶的自由选择，导致种群数量陡然下降和灭绝。这些更小的种群对近交衰退、遗传漂变和其他小种群产生的相关问题将更为敏感（见第 5 章）。虽然一个大面积的生境可能维持一个大种群，但生境破碎化后，每个生境片段都将无法维持一个个体数量足够大的亚种群长期生存。

许多地方，猎人是最重要的捕食者。公路导致生境破碎化，猎人却能够沿着公路在破碎化的生境中到达更遥远的地区，进行更加彻底地猎取（Laurance et al. 2006）。伴随动物避难所的消失，种群数量开始下降。在居民区导致的破碎化生境中，家养猫可能会是一个极其重要的捕食者。在密歇根及其周边地区，有 26% 的农场主养猫，这些猫到处乱跑，每只猫每周平均杀掉一只鸟，包括受保护的物种（Lepczyk et al. 2007）。有种专门设计的、非常明显的项圈，能够大大降低猫捕食鸟类、爬行类和小哺乳类动物的能力（Calver et al. 2007）。

生境破碎化也使得野生种群接触到家养的动植物。家养物种身上的疾病（例如家犬和家猫的瘟疫）将很容易扩散到野生物种中，它们对于这些疾病的免疫力很低（本章会进一步讨论）。反之，一旦接触几率增加，很可能会使野生物种的疾病传播到家养动植物、甚至是人类的身上。在破碎化森林生境的一个研究表明，白脚鼠和黑腿虱携带的莱姆关节炎能高密度和高速率地传染，导致附近居民患有莱姆关节炎疾病的人相应地增加（Allan et al. 2003）。

4.3.2 边缘效应

生境破碎化极大地增加了边缘和内部生境的关联度，用一个简单的例子说明这将引发的问题。一个边长为 1 km 的正方形保护区（图 4.9），面积为 1 km^2（100 hm^2），保护区边界为 4 000 m。保护区中心点距离最近边长 500 m。假如边缘效应方便了保护区内的鸟类被家猫和引入的鼠类捕食，这些动物在距离保护区边缘 100 m 以内的森林里觅食和猎取，妨

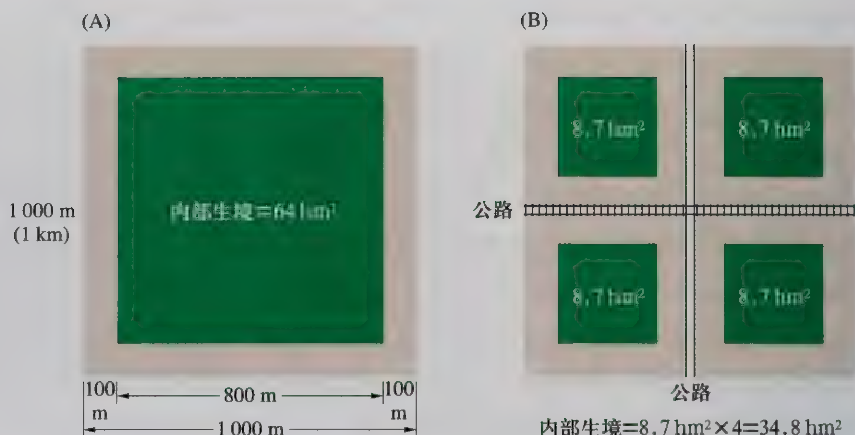


图 4.9 由生境破碎化和边缘效应导致生境面积减小的例子。(A)这是没有遭到破碎化的、面积为 1 km^2 保护区。假设边缘效应(阴影区)纵深保护区 100 m，将近 64 hm^2 的面积可用作筑巢鸟类的内部生境。(B)保护区被一条公路和一条铁路对分后，尽管它们没有占据多少实际面积，但延伸出来的边缘效应几乎使一半的鸟巢生境遭到破坏

碍了森林鸟类养育后代，那么只有在保护区内部总共 64 hm^2 的面积可供鸟类哺育后代，不适合养育的边缘生境占了 36 hm^2。

设想保护区被南北向 10 m 宽的公路和东西向 10 m 宽的铁路均等分为 4 份，道路占用了总共 19 900 m^2（约 2 hm^2）的地盘。由于保护区仅有 2% 面积的土地被公路和铁路占用，政府规划者争辩说这对保护区的影响是微不足道的。然而，保护区已经被分割成 4 个片段，每个面积为 495 m × 495 m。每个生境片段中心到边长最近一点的距离缩短为 247 m，不到先前距离的一半。现在，家猫和鼠类能够沿着公路、铁路或边缘进入森林，意味着鸟类只能在这 4 个片段的最中心区域成功地养育幼雏。每个中心区为 8.7 hm^2，总计 34.8 hm^2。这样，即使公路和铁路仅仅占用 2% 的土地，但是由于边缘效应的增大，使得适宜鸟类生存的生境降低了大约一半的面积。这一点在小的森林生境中，与大片森林相比，鸟类生存和繁殖能力下降的事实可以得到证明。

要点：生境破碎化增加了边缘效应——改变了光照、湿度、温度和风速，这给当地的生态系统带来不利影响。

生境片段边缘的微环境不同于森林内部，更为重要的是边缘效应使光照、温度、湿度和风速具有更大的波动性（Laurance et al. 2002）。这些边缘效应在深入森林内部 250 米的距离内都是明显的，某些因素影响的范围甚至更为深远（图 4.10）。

由于许多动植物常常高度地适应于某一水平的温度、湿度和光照，这一水平的变化使许多物种在片段化森林中消失。温带森林中的耐阴开花植物、演替晚期的热带乔木和对温度敏感的动物如两栖类物种常常会因生境破碎化而消失。

当森林破碎化后，森林边缘的风力增加、湿度降低和温度升高更容易发生火灾。另外，邻近的农田像收获甘蔗时有规律的焚烧，或是农民从事轮作的农事活动中引发的火灾也可能会蔓延到生境片段中。在婆罗洲和巴西的亚马逊，数百万公顷的热带湿润森林在 1997—1998 年间异常干旱的季节中被焚烧，这是由于耕作和择伐造成的森林片段化和所产生的灌丛堆积，以及人为造成的火灾共同促成的环境灾难（Fuller et al. 2004）。

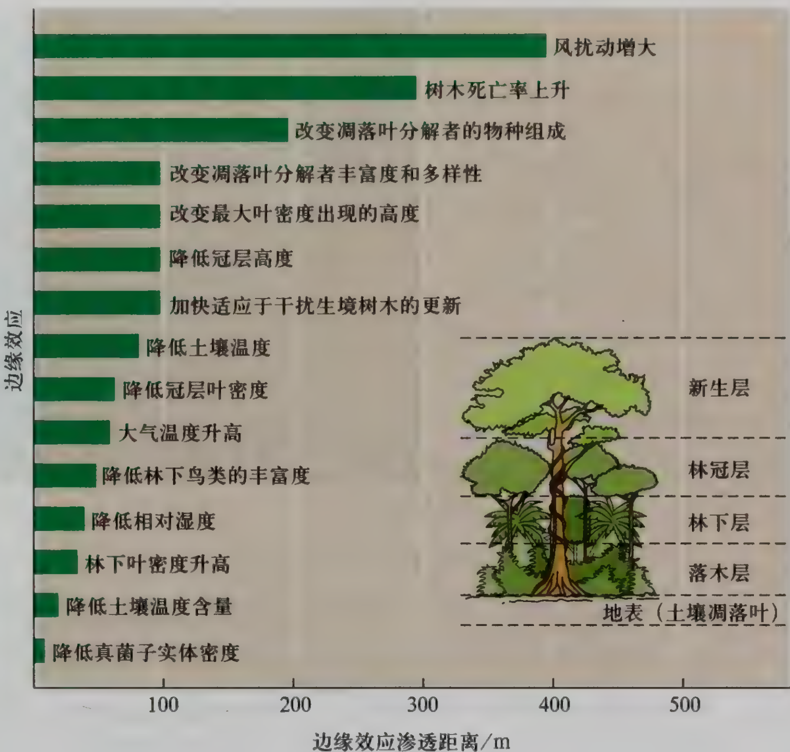


图 4.10 亚马逊雨林的边缘效应。柱状图代表某一因素影响到森林片段内部的距离。例如，生长在距离边界 300 m 以内的乔木具有较高的死亡率，在距离边缘 100 m 以内，林冠层的平均树高下降（引自 Laurance et al. 2002）

边缘效应使生境片段更容易遭受外来种和本地有害种的入侵（Vander Haegen 2007; Malt and Lank 2007）。森林边缘是一个受干扰的生境，有害物种很容易在此定居、繁殖和扩散到森林片段的内部。杂食动物如啮齿动物和某些鸟类可以沿着森林边缘和在小的生境片段里（在干扰和未受干扰的生境中均能获取生物）增加种群的数量，降低森林内部物种的数量。这些适应于边缘生境的物种也会吃掉森林鸟类的卵和幼雏，常常使距离生境边缘数百米的森林内部和小生境片段内生活的鸟类不能成功地繁殖（Lampilla et al. 2005）。北美燕八哥将卵产在别种鸟的巢里，阻止了生境片段内许多候鸟的繁殖。生境破碎化、巢不断受到侵扰以及热带冬季生境遭到破坏这几种因素相结合，很可能导致了北美，特别是美国东半部某种迁徙鸣禽种群数量的锐减（Valiela and Martinetto 2007）。

4.4 环境退化与污染

即使生境没有受到明显的破坏或破碎化的影响，该生态系统和物种也可能会受到人类活动带来的深远影响。外来因素使生态系统受损或物种濒于灭绝，但它并没有改变群落优势植物的结构和健康状态，所以这种损害并不会立即显现。例如，过多的牛群在草地上放

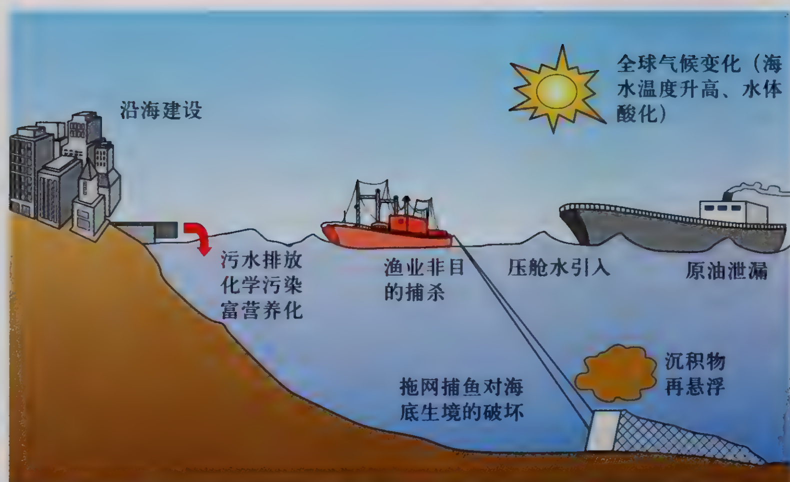


图 4.11 水生环境面临多种威胁，如图所示。拖网捕鱼是渔业一种方法，即一只船沿着海底拖拉一个渔网，不加区分地捕获商业化鱼类和非商业物种以及其他海洋生物（非目的捕杀），破坏了海洋生物群落的结构组成（引自 Snelgrove 2001）

牧，虽然能保持这个地点一直是草地，但会渐渐地改变这个生态系统，常常使许多本地物种，特别是适口性好的物种消失，便于能耐受放牧和践踏的外来物种生存；公路外的越野车辆将植物和动物压碎在轮胎下；在公众看不见的地方，渔业拖捞船每年在海底打捞面积估计有 1 500 万 km^2，是同一时间段内森林皆伐面积的 150 倍。拖网捕鱼破坏了弱小动物，降低物种多样性、生物量和群落结构（图 4.11）。目前采用的深海开发模式会极大地加重这种退化程度（Halfar and Fujita 2007）。

环境退化最敏感和普遍的形式是污染，常常是由杀虫剂、污水、农用化肥、工业化合物与废弃物、工厂与机动车排放气体以及受侵蚀的山坡产生的沉降颗粒导致的（Relyea 2005）。这些类型的污染往往是看不见的，甚至就发生在我们周围，发生在每一天，发生在世界每一个角落。污染对水体质量、空气质量、乃至全球环境变化所造成的全面影响引起了极大关注，不仅仅是因为它威胁着生物多样性，而且也影响着人类的健康。环境污染有时是清晰可见的、影响显著的，例如海湾战争引起的大规模原油喷射；但也有些污染是隐蔽的、不可见的，却很可能带来巨大的威胁——主要是因为污染会造成隐秘性的危害。

要点：由化学制剂、废弃物和能源生产的副产品所造成的大气、水体和土壤污染，会以隐秘的方式对生境造成破坏。

4.4.1 杀虫剂污染

1962 年，由 Rachel Carson 撰写的颇具影响力的《寂静的春天》一书，引起了全世界对杀虫剂危害的关注。Carson 通过描述 DDT 和其他有机氯杀虫剂，随食物链的传递在生物体内不断聚集的现象，刻画了生物富集（biomagnification）的过程。这些杀虫剂用于杀死农作物上的昆虫和喷洒于水中杀死蚊子幼虫的同时，也正伤害着野生生物种群，特别是

捕食大量昆虫、鱼类和其他暴露于DDT和副产品中的动物为食的鸟类。鸟类的体内组织中富集了大量的杀虫剂，特别是猛禽类如鹰，会变得虚弱并趋向于产出异常薄壳的卵，这些卵在孵化中容易被压碎。由于不能成功的养育后代和许多成鸟的快速死亡，全世界的鸟类种群表现出急剧地衰退。

20世纪70年代，人类认识到形势的严峻性后，许多工业化国家禁止使用DDT和其他相关的化学杀虫剂。这一禁令最终使许多鸟类种群得到部分恢复，最为显著的是游隼（*Falco peregrinus*）、鹗（*Pandion halaetus*）和白腹海雕（*Haliaeetus leucocephalus*）。然而，令人关注的是，有些国家仍旧继续使用这类杀虫剂。这不仅关系到濒危动物的命运，而且它们对人类也有潜在的长期影响，特别是在田间使用这些化学品的工人，以及食用喷洒过杀虫剂的农产品的人。这些化学试剂扩散到空气、水体里，能够伤害远离实际施加杀虫剂地区的植物、动物和人类（Reylea 2005; Daly et al. 2007）。另外，甚至在几十年前非法使用杀虫剂的国家，这些化学制剂仍然存留在环境中，对水生和陆生脊椎动物的繁殖系统产生不利影响。目前，杀虫剂在降低农业害虫、维持食物供给和控制昆虫传播疾病如疟疾等方面仍具有重要作用，但是，还需要开发毒性较低、更易于降解的化学制剂，并且尽量减小剂量。

4.4.2 水污染

水污染对人类、动物和生活在水里的所有物种均具有负面影响，它破坏了重要的食物来源、污染了饮用水。当人类和其他物种接触到被化学品污染的水源后，会对其健康产生直接、长期地危害（Niemi and McDonald 2004）。河流、湖泊和海洋常常作为开放的存储区，接收工业废水、生活污水和农业废水排放。高密度的人口几乎总意味着严重的水污染。杀虫剂、除草剂、石油废物、重金属（如汞、铅和锌）、清洁剂和工业废物倾倒至水环境中，会直接杀死那里的物种。在美国，污染威胁着90%的濒危鱼类和淡水蚌的生存（Wilcove et al. 1998）。养分和化学物质从虾和鲑鱼养殖场源源不断地释放，污染了海岸地区，会引起富营养化（见下文）和其他问题。

有毒废物倾倒在陆地环境只能产生局部影响，相比之下，有毒废物排放在水里，即使浓度很低，也会通过生物富集作用对水生生物产生致命的影响。在水生环境中，例如牡蛎、蛤和一些浮游生物吸收大量受污染的水，来获得它们所必需养分的同时，伴随重要矿物质的摄取，也在体内富集了有毒化学物质。以这些水生生物为食的物种摄取这些高浓度的有毒化合物，而且食物链更高级的物种摄取的浓度甚至更高，致使一些海产品如旗鱼和金枪鱼体内含有汞元素，危害着人类的健康（Ellison 2004）。

即使是对动植物有益的必需矿物质，在浓度高时也会变成有害的污染物（Rabalais et al. 2007）。生活污水、农业化肥、清洁剂、工业废水和土壤侵蚀常常释放大量的氮素、磷素到河流、湖泊和池塘中，引发水体富营养化过程（eutrophication）。这些化合物浓度升高，



图 4.12 富营养化。人类活动增加的氮素、磷素流失到水生生态系统中，使得藻类大量繁殖形成厚厚的绿色“水花”，并使其他光合细菌得以繁盛。这些水花最终破坏了植物，耗尽了水体中的氧气，缺乏鱼类和其他食物资源来供养水生动物，留下了一个“死气沉沉”的生态系统（蒋柱檀摄）

使得池塘和湖泊里的藻类和光合细菌产生厚厚的“水花”。水花旺盛繁殖限制着其他浮游生物生长，并遮盖底栖植物种类，扼杀了生态系统中鱼类和其他动物的食物来源（图 4.12）。伴随藻类层越来越厚，其下层沉入底部而死亡，分解这些垂死藻类的细菌和真菌因为有了额外的食物得以繁盛，耗尽水中几乎全部的氧气。氧气缺乏使得许多幸存的动物死亡（有时明显能看到死鱼漂浮在水面上），群落结构变得极为贫乏、单一，仅由少数能够耐受水体污染和低氧含量的物种构成一片“死亡地带”。

大量人为的养分输入造成水体富营养化也能影响水生生态系统，特别是在海岸地区和狭窄水域如墨西哥湾；地中海、里海和欧洲波罗的海；以及被包围的日本“内陆海”（Beman et al. 2005）。在温暖的热带水域，富营养化导致藻类繁盛生长并覆盖了珊瑚礁，进而彻底改变了当地的生物群落。

由于伐木和山地开垦导致的土壤侵蚀沉积物也能破坏水生生态系统（Thrush et al. 2004）。因水道变成褐色或者大量的悬浮颗粒使水体变得浑浊，不断增大的浑浊度减少了水体透光性，使进行光合作用的水层深度变浅，同时也妨碍了动物在水下的视觉、觅食和生存。许多珊瑚种类的生存需要水晶般清澈的水体，因而不断增加的沉积物对珊瑚有着特别的伤害。

4.4.3 大气污染

直到近些年，人类还认为大气具有充分的缓冲能力，释放到大气中的物质能够广泛扩散，不会造成太大的影响。但是，几种类型的大气污染已经如此广泛地扩散，以至目前竟伤害到整个生态系统；这些形式的污染也严重威胁着人类健康，再次证明了人与自然享有共同的利益。尽管在北美和欧洲的一些地方，大气污染的水平有所降低，但在世界其他地区仍在持续上升。在人口稠密、工业化程度不断提高的中国和其他一些亚洲国家，大气污染尤为严重（Zhao et al. 2006）。

控制大气污染需要降低机动车的排放量、发展和使用公共交通系统、开发更为有效的工业烟雾净化设施，减少能源的总体利用。在欧洲和日本已经积极地推进了许多措施；美国则远滞后于其他大多数工业化国家，特别在减少机动车排放、增加燃油利用率方面。

酸雨 冶炼和燃煤、燃油电厂等向大气排放巨量的氧化氮、氧化硫，这些化合物与大气中的水蒸气结合形成硝酸、硫酸。仅仅美国一年就将 0.4 亿吨的化合物释放到大气中。硝酸和硫酸变成云系统的一部分，极大地降低了雨水的 pH（酸度的度量标准），导致大面积树木衰败和死亡。森林死亡对木材生产、水体质量和娱乐消遣等方面造成巨大的影响。

酸雨反过来又降低土壤和水体如池塘、湖泊中的 pH，并且增加有毒金属如铝的浓度。仅仅酸度增加就会伤害许多动植物，使许多鱼类不能产卵或即刻死亡。除了疾病侵染和生境退化因素之外，酸雨和水体污染是导致世界上许多两栖动物急剧下降的两大重要因素（Norris 2007）。大多数两栖动物生活史中都至少有部分阶段是离不开水体的，水中 pH 降低引发卵和幼小动物死亡率增大。酸度也能抑制微生物的分解过程，降低矿物质的循环速率和生态系统的生产力。酸雨导致许多工业化国家的池塘和湖泊里丧失大部分动物群落，而这些受损的水体却能常常位于城市和主要工业污染源数百公里以外、曾被认为是未受污染的纯净地区。美国和欧洲国家采取了更好的控制污染手段，使许多地方的酸雨问题有所缓解；但是，一些发展中国家如中国，伴随燃放化石燃料推动工业快速发展的同时，酸雨问题日益严重（MEA 2005a）。

臭氧产生和氮沉降 汽车、电厂和其他工业活动释放碳氢化合物和氮氧化物等工业废弃物。在太阳光下，这些化合物与大气反应产生臭氧和其他次级化合物，统称为光化学烟雾（photochemical smog）。尽管臭氧在大气层上部对吸收有害的紫外辐射具有重要作用，但在地表层高密度的臭氧能够破坏植物组织、使其变得脆弱，从而危害生物群落、降低农业产量。吸入臭氧和烟雾对人体和动物都是有害的，因此，人类和生物群落都是治理大气污染的受益者。

当大气氮化合物通过雨水和尘埃沉降下来，由于这种养分水平具有潜在的毒性，全世界的生物群落都会因此受到伤害或发生改变。特别是氮沉降与酸雨的共同作用，导致对树木生长有益的共生真菌密度降低，树木在干旱和炎热年份变得更加脆弱，更易于死亡。

有毒金属 含铅汽油（尽管对人类健康有害，但许多发展中国家和英国仍旧使用）、

采矿和冶炼等工业活动向大气释放大量铅、锌、汞和其他有毒金属（Driscoll et al. 2007），这些有毒化合物直接毒害动植物，并且会对小孩造成永久性伤害。在大型冶炼工厂附近，这些重金属产生的影响尤为明显，甚至几英里以外的地方都会寸草不生。

4.5 全球气候变化

大气中二氧化碳（CO_2）、甲烷和其他微量气体，允许太阳光穿过大气层，温暖地球表面。这些气体和水蒸汽（以云的形式存在）能够吸收地表反射的太阳能，减缓热量从地表散发、反射回太空的速度（图 4.13）。这些气体像温室的玻璃一样，可以透射太阳光，并存留温室内由太阳能转化的热能，因此被称作温室气体（greenhouse gases）。这种类似加热地球大气温度的作用称作温室效应（greenhouse effect）。这些气体像“毯子”一样覆盖在地球表面：气体浓度越厚，被束缚在地球表面的热量越多，地表温度越高。温室效应使地球上的生命得以繁茂——没有它，地表温度将会剧烈下降。

在过去的100年间，地球大气层中的二氧化碳、甲烷和其他微量气体含量一直稳步增加，主要原因是化石燃料如煤炭、石油、天然气的燃放（IPCC 2007）。此外，毁林开荒和燃烧薪材取暖、做饭也增加了 CO_2 的含量。在过去的 100 年里，大气中 CO_2 含量由 290 mg/L

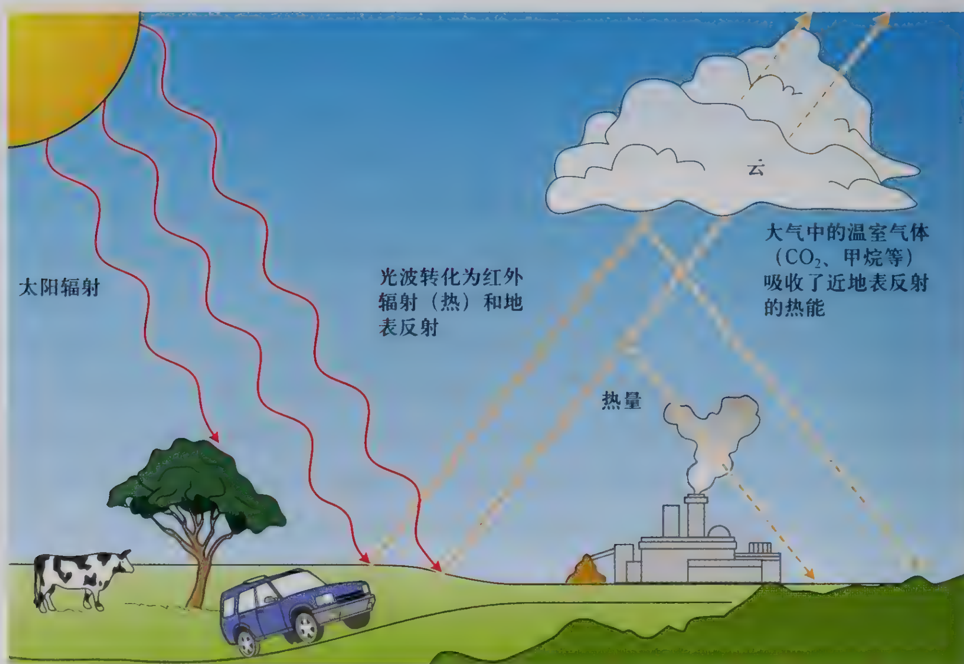


图 4.13 温室效应导致的结果：大气与水蒸汽（云）形成毯子覆盖在地球表面，其作用相当于温室的玻璃屋顶，将热量束缚在地表附近

增加到 350 mg/L。据此推算，到本世纪下半叶 CO_2 含量将会加倍。由于每个 CO_2 分子在被植物和自然地球化学过程吸收之前，平均在大气中存留大约 100 年，即便政府切实努力地降低 CO_2 排放量，也很难使目前 CO_2 的含量立即降下来。因时间上的滞后性，大气中的 CO_2 水平至少在短期内还会持续上升。

政府间气候变化专门委员会（IPCC）的首席科学家们已达成共识，认为人类活动导致的温室气体含量增加已影响到世界的气候和生态系统，而且这些影响在未来还会增强（表 4.2）。支持这一结论的最有力证据是，在上个世纪，地球表面的温度已经增加了 0.6 ℃（IPCC 2007），而且海洋水体温度在过去的 50 年里，正以平均每年 0.06 ℃的速度增长。全球变暖

表 4.2

全球变暖的证据

1．温度升高与热浪袭击频率增加

实例：1998 年和 2005 年是有气象记录以来（至少 125 年）最暖的 2 年。2003 年 8 月热浪袭击法国，气温达到 40 ℃（104 ℉），导致 10 000 多人死亡。

2．极地冰川融化

实例：在过去的 25 年里，北冰洋夏季冰川面积减少 15%。自 1850 年以来，欧洲阿尔卑斯冰川比先前范围减少 30%～40%。

3．海平面升高

实例：1938 年以来，切萨皮克海湾是野生动物的避难所，其中 1/3 的沿海滩涂已被升高的海平面淹没。

4．植物提早开花

实例：2/3 的植物与几十年前相比开花期都有所提前。

5．早春活动提前

实例：在英国，1/3 的鸟类产卵期比 30 年前要早。

6．物种分布范围迁移

实例：欧洲 2/3 的蝴蝶种类正向北迁移，其分布范围与几十年前记录相比，大约向北迁移了 35～250 km。

7．种群衰退

实例：伴随艾德琳企鹅栖息地——北冰洋冰山的融化，其种群数量在过去的 25 年里已经衰退了 1/3。

数据来源：科学家关怀联盟

(global warming) 这一术语描绘气温正在逐渐升高；全球气候变化 (global climate change) 指完整的气候特征包括降水和风的格局正在发生变化，而且未来还会发生持续的变化。

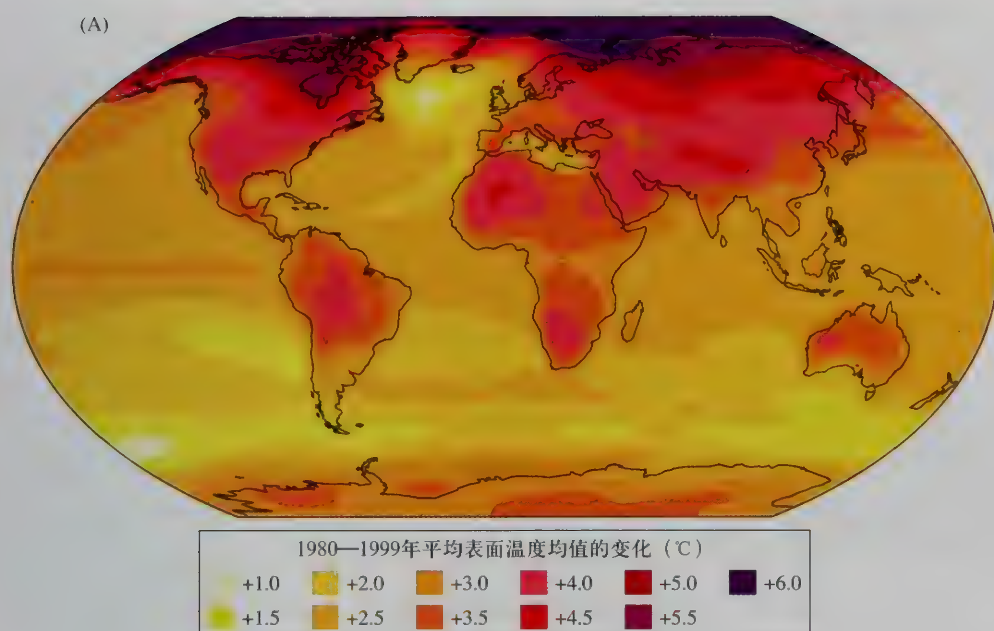
气象学家们利用模型预测到 2100 年，由于 CO_2 和其他温室气体含量增加导致世界平均气温很可能会增加 2~4℃ (IPCC 2007)，假如 CO_2 含量升高速率比预测还快，则温度升高幅度甚至更大。在不久的将来，假如所有的国家都降低温室气体的排放，则温度升高幅度可能会稍有减少。温度增加幅度将会在高纬度地区最大 (图 4.14)。全球范围的降水已经开始增加，并将持续增加，但降水格局的变化因地区而异。近 20 年来，中国北方的黄河、淮河、海河、辽河水资源总量明显减少，南方河流水资源总量略有增加。洪涝灾害更加频繁，干旱灾害更加严重。伴随气温升高，极端天气事件 (如飓风、洪水和地区干旱) 很可能会增多 (Westerling et al. 2006；Jentsch et al. 2007)。在干旱的树丛和萨瓦纳地区，温度升高将会导致火灾频率上升。在沿海地区，暴风会导致洪水泛滥、城市和其他居民聚集地遭到破坏，并将严重损害海岸植被、海滩和珊瑚礁。系列飓风包括曾在 2005 年摧毁美国南部的卡特里娜 (Katrina) 飓风，许多气候学家认为这就是未来带给我们的一切。

政府和公众逐渐意识到气候变化对人类财富和自然环境的影响，因而降低 CO_2 和其他温室气体排放的呼声也愈发强烈。1997 年签署的京都议定书，就是针对治理温室气体这一问题所达成的世界性一致的重要协定，它要求各成员国降低温室气体的排放。不幸的是，美国、俄罗斯和大多数非洲以及中东国家在合约条款方面没有立即达成一致。但政府代表在 2007 年 12 月于印度尼西亚巴厘岛制订新的协议，将被更多的国家接受。2007 年的诺贝尔和平奖授予了美国前副总统戈尔和联合国政府间气候变化专家小组 (IPCC)，这使公众更加关注这一话题。当前，采取措施降低温室气体排放，将能够减缓未来气候变化的影响，这一点已得到广泛地认可。中国为此大力推进植树造林、退耕还林还草、天然林资源保护等政策措施，森林覆盖率由 20 世纪 80 年代初期的 12% 提高到目前的 18.21%。据估算，1980—2005 年中国造林活动累计净吸收约 30.6 亿吨 CO_2，森林管理累计净吸收 16.2 亿吨 CO_2，减少毁林排放 4.3 亿吨 CO_2 (国家发展和改革委员会 2007)，有效增强了温室气体吸收汇的能力。

全球气候变化使北温带和南温带气候区将向极地偏移，会有超过 10% 的动植物不能生存于变暖的气候中。如果这些物种不能迁移到新栖息地 (主要向极地方向)，它们将濒临灭绝 (Malcolm et al. 2006)。人类活动导致的生境破碎化减慢或阻止许多物种迁移到适合生存的新栖息地，分布区狭窄或扩散能力弱的许多物种必将走向灭绝，而分布广泛、容易扩散的物种将在新生境中得以生存繁衍 (Miller-Rushing and Primack 2004；Sekercioglu et al. 2008)。如果优势物种不能适应新的环境条件，整个生物群落将会发生改变 (Botkin et al. 2007; Gullison et al. 2007)，如美国云杉－冷杉、山杨－白桦林等生物群落的面积将会缩小 90% 以上。如果气候变暖和 CO_2 水平升高适合入侵种生长和病虫害爆发，物种损失将更为严重。

要点：[illegible]

(A)



(B)



图 4.14 （A）全球气候模型预测 CO_2 含量在本世纪中后期会增加一倍，温度将显著升高。图中显示在 2080–2099 年的预测温度与 1980–1999 年记录到的平均地表实测温度之间偏移情况（以℃计量）；（B）气候模型预测温度升高幅度最大的地区将出现在北极。极地冰山正以令人担忧的速度融化，如图中所示，海象被迫远离阿拉斯加来到白令海峡，这一事实看起来已经证实了科学家的预测（A. 引自 IPCC 2007；B. Budd Christman 摄，NOAA 惠赠）

4.5.1 气候变化与海洋环境

温度升高已造成高山冰山和极地冰帽的融化（图 4.14B），并且冰雪消融速率正逐渐加快。由于固体水分的释放与热膨胀，预计截至 2100 年海平面将升高 20~60 cm，也可能会更高，低海拔沿岸的湿地群落最终将会被洪水淹没（IPCC 2007）。海平面的不断升高有可能毁坏美国 25%~80% 的滨海湿地，对于低海拔国家如孟加拉国以及岛屿国家，海平面升高将是毁灭性的灾难。近 30 年来，中国海平面上升趋势加剧，引发海水入侵、土壤盐渍化和海岸侵蚀，降低了海岸带生态系统的服务功能和海岸带生物多样性，造成海洋渔业资源和珍稀濒危生物资源衰退（国务院新闻办公室 2008）。

珊瑚礁也同样受到海水温度不断升高的威胁（Graham et al. 2007）。近 10 年来，太平洋和印度洋异常高的海水温度导致生活于珊瑚礁内为其提供重要碳氢化合物的共生藻类死亡。“白化”的珊瑚礁随之遭受大量死亡的厄运，估计印度洋的珊瑚礁死亡率高达 70%。在未来 10 年里，不断升高的温度对珊瑚礁及其赖以生存的水生生物来说将面临一场灾难。同时，大气 CO_2 浓度升高也能够增加海洋的酸性，降低水生生物分泌碳酸钙骨骼的能力，从而潜在地破坏水生环境的生态学和化学过程（Graham et al. 2007; Stone 2007）。

4.5.2 全球变暖的整体影响

全球气候变化可能从根本上重塑生物群落、改变物种分布。这种改变第一步就是颠覆物种自身的扩散能力，并且已有迹象表明这一过程已经开始（见表 4.2），即鸟类、昆虫和植物分布变化以及春天繁殖提早等（Parmesan 2006; Miller-Rushing et al. 2006; Cleland et al. 2007）。海水升温已经影响到海岸带的物种分布（Vilchis et al. 2005）。由于全球气候变化的影响深远，所以在未来几十年里应该对生物群落、生态系统功能和气候进行严密监视。特别是温度升高和降水格局的变化可能会导致作物减产和森林大面积丧失，产生严重的社会、经济和政治影响。全球气候变化将给海岸周边人口带来灾难，他们经受着温度与降水的巨大变化以及海平面升高引发的洪水威胁。贫困人口完全能适应这种变化，因而将不均衡地率先遭受其后果（Srinivasan et al. 2008）。但是，世界上所有的国家最终将遭受气候变化的影响，因此意识到全球气候变化的紧迫性，着手解决这一难题的时刻到了。

气候变化很可能使当前的保护区不再具有保护稀有物种和濒危物种的功能（Miller-Rushing and Primack 2004），因而需要选择将来适合这些物种生存的新地点，例如选择具有较大的海拔梯度的地点（Hannah et al. 2007）重新建立保护区。物种随气温变暖会向坡上迁移以保持处于相同的气候条件，因此需要鉴别和建立物种未来潜在的迁移路线，如南北向河谷。如果物种由于气候变化在野生条件下濒临灭绝，最终残留的个体将迁移到新的栖息地里生存，即第 7 章提到的异地保护。

尽管全球气候变化的前景受到很大关注，但不应该将注意力从大规模的生境破坏上移

开。目前，生境破坏仍然是物种灭绝的主要原因。保护群落完整与恢复退化生态系统具有最大的优先权，特别是水生环境。长远来看，我们还要降低燃油使用、保护和重建森林以降低温室气体浓度。

4.6 过度开发

人类一直在从自然获取生存所必需的食物和其他资源。在人口数量少的时候产生的影响不大。然而伴随人口数量增多，人们对环境的利用也逐步增强，获取资源的效率也显著提高，导致许多地方的大量动物几乎完全消失，造成奇怪的“空壳”生境。技术进步是一把双刃剑，在一些发展中国家甚至意味着，枪支可以取代吹管、长矛和弓箭，用于在热带雨林和大草原上狩猎，先前遥远的森林现在已被通往狩猎地点的伐木专用公路和高速公路分割。有强大机动力的捕鱼船和高效的“渔业加工船”可以从世界所有海域中捕鱼，然后在全球市场上售出（图 4.15）。人类如此过度开采直接威胁着 1/3 的濒危哺乳动物和鸟类的生存（IUCN 2004）。在中国，

要点：当今，人口数量众多和科学技术的提高，导致对许多生物资源获取水平是不可持续的利用。



图 4.15 高强度的捕捞已导致世界许多地方的渔业达到危机水平。大批金枪鱼从拖捞船转运到国外加工船，进行高效率加工，以满足人类消费需求，这种效率最终会导致大规模的过度捕捞

威胁脊椎动物生存的各类要素中，过度开采所占比重最大（78%），其余依次为生境退化（70%）、污染（20%）和外来种入侵（3%）等（Li and Wilcove 2005）。

4.6.1 传统社会自然资源的利用

从前，受传统文化的限制，常常会避免对自然资源进行过度采伐（Cinner and Aswani 2007）。例如，可能会严格限制在特殊领地内收获的权利，禁止到某一地区捕猎或收获；明令禁止收获雌性、幼小或个体较小的动物。这些限制使传统社会在长期的、可持续的基础上获取社会公共资源，这与当前工业化国家限制渔业发展以及许多严格限制捕鱼的规定是非常相似的。

但是，如今在资源利用方面，这些自愿接受的限制条例保留下来的很少，世界上许多地方的资源被恣意开采（de Merode and Cowlishaw 2006）。如果市场中存在某种商品，当地人就会在环境中找到这种产品，然后卖掉。在未开发地区，曾经以传统和行政手段来调控自然资源获取量,今天已经被大大削弱。在曾经有人类大量迁移、社会动荡和战争的地区，这样的调控手段可能已不复存在。像哥伦比亚、刚果民主主义共和国以及苏丹，这些被内部冲突困扰的国家里，农民手中的武器泛滥，使自然环境资源遭受任意开采，导致食物分配网络的崩溃（Hart and Hart 2003）。最能干的猎手杀掉最多的动物，卖掉最多的肉，赚得最多的钱，最终导致灵长类例如大猩猩、黑猩猩以及其他哺乳动物遭到猎杀，种群数量降低了 80% 以上，特别是靠近公路或乡村几公里以内的物种可能已被消灭殆尽。

世界上许多地区，野生动物的肉被称作“丛林肉”（bushmeat），是重要的蛋白质来源。过于密集地捕杀动物导致动物种群衰减被称作为“丛林肉危机”，特别是在非洲，是野生动物官方主要关注的问题（www.bushmeat.org）。另外，因为人类也属于灵长类，所以食用灵长类丛林肉（猴和猿）增加了传播给人类新疾病的可能性。在非洲海岸，鱼类出口到欧洲市场的同时，丛林肉需求量增加以满足当地人对蛋白质的需求（Brashares et al. 2004）。解决办法包括限制丛林肉出售和运输，限制出售武器和弹药，关闭伐木搬运专用公路，推进立法保护关键濒危物种，建立禁止狩猎的自然保护区，并且最重要的是保护替代蛋白资源，降低对丛林肉的需求（Wilkie et al. 2005）。

4.6.2 国际野生物种贸易

野生物种世界贸易值每年 100 多亿美元，其中不包括食用鱼类。合法和非法野生动物贸易导致野生物种种群衰减（Pomeroy et al. 2006; Loder 2007）。最具代表的例子是国际毛皮贸易，它已经降低狩猎类物种如毛丝鼠（*Chinchilla* spp.）、骆马（*Vicugna vicugna*）、大水獭（*Pteronura brasiliensis*）以及众多猫类的种群数量。昆虫收集者过度捕获蝴蝶、园艺工作者过度采集兰花、仙人掌和其他植物，贝壳收集者收集海洋软体动物以及养鱼爱好者

过度捕捞热带鱼类。这些实例都说明了整个生物群落已成为满足巨大国际需求的对象（表 4.3）。估计有 5 亿条热带鱼类在世界鱼市上售出。然而，捕捞和运输过程中死亡的数量将是这个数字的很多倍，每年这些鱼类的价值大概在 10 亿美元左右。

国际野生物种贸易一个突出的例子是中国对海马有着巨大的需求（*Hippocampus* spp.），这引起世界上许多地方相应的种群数量下降。海马看似与龙（中国文化敬畏的象征）很像，并被认为拥有各种治愈力，因此中国人将晒干的海马用作中药。中国每年消耗海马约有 45 吨，大概有 0.16 亿个，需要全世界的海马种群来供应这不断增长的需求，因而必须由国际协定来监测和调控海马的国际贸易（Foster and Vincent 2005）。

表 4.3

世界野生物种贸易的主要对象

种类	每年贸易数量*	注释
灵长类	35 000	多数用于生化研究，同时也用于宠物、动物园、马戏团和个人收集
鸟类	200 万～500 万	动物园和宠物。大多数是栖息鸟类，也有约 80 000 只鹦鹉合法和非法的贸易
两栖类	200 万～300 万	动物园和宠物，也有 1 000 万～1 500 万的原皮。两栖类用于 5 000 万人造产品（主要来自野生的，人工养殖的数量也在增加）
观赏鱼类	5 亿～6 亿	多数海水热带鱼是野生的，并可能采用破坏其他野生动物和周边珊瑚礁的非法手段获取
珊瑚礁	1 000 ～ 2 000 吨	珊瑚礁遭到破坏性挖掘，用来供应养鱼装饰和珊瑚类珠宝加工
兰花类	900 万～1 000 万	约占国际贸易中野生物种比例的 10%，有时也特意误标以逃脱管制
仙人掌类	700 万～800 万	约有 15% 的仙人掌贸易来自野生，走私是目前面临的主要问题

数据来源：Hemley 1994, WRI 2000, WRI 2005

*除珊瑚礁外，数字表示个体数量。

世界贸易的另外一个例子是蛙腿。每年印度尼西亚出口蛙腿在 0.94 ～ 2.35 亿之间，用于西欧奢侈的饮食。这种高强度的捕获给蛙种群、森林生态系统和农业带来的影响目前还不

甚清楚。这可能也不足为奇，因为蛙物种的名字在运输标签中经常标错，给判定这一问题的严重程度增加困难（Veith et al. 2000; www.traffic.org）。

中国也深受野生物种贸易之害。藏羚羊就是一个显著的例证。20 世纪初，生活在青藏高原上的藏羚羊超过 100 万头,而到了 20 世纪 80 年代中期,其数量锐减至不足 7.5 万头(梁清华 2008)，将近 90% 的藏羚羊在短短的几十年中消失了。在亚洲、欧洲、美洲和澳洲等地的时尚中心，这种以藏羚羊羊绒织成的昂贵披肩备受崇尚，被富人们炫耀着高贵和优雅。中国藏羚羊被大规模捕杀和非法出口，正是为了满足日益兴旺的羊绒贸易。

在许多情况下，植物和动物过度开采格局惊人的相似。一种资源的价值被认识后，针对这种资源的商业市场便得到发展，当地居民就会尽可能多地攫取和出售这种资源。伴随供应缩减，价格上升，更强烈地刺激过度开采这一资源，直至被彻底攫取，最终变为稀有种甚至灭绝，而市场又会寻找另外的物种或地区去开发。商业捕鱼就表现为这种格局，首先工业化捕获一个物种直至利润降低，又立即更换另一物种，如此循环往复。

4.6.3 商业捕获

政府与工业常常宣称应用现代科学的管理方法可以避免过度捕获野生物种。在野生动物和渔业管理以及林业领域里，已经发展了最大可持续产量（maximum sustainable yield）的概念，系指资源的利用量可以通过每年的自然增长而弥补，这样，在资源不受破坏的情况下可以收获该资源的最大量。在高度可控的情况下，这种资源可以定量，例如林场可以获取最大可持续木材产量。然而现实世界，因为天气条件、疾病暴发、非法利用等对存量造成影响不可预测的情况下，很难应用理论上的最大可持续产量来利用资源（Berkes et al. 2006）。而且，商业实体和政府官员往往缺乏关键的生物信息进行精确计算。因此，高水平的捕获导致物种急剧衰减便不足为奇。

非目的捕杀（bycatch）即物种被无意抓到后遗弃，以及用挖掘机和拖网洗劫海底生境，都会严重影响许多其他非目标物种的生存（Cox et al. 2007）。有时，改进捕鱼方式可以明显地降低非目的捕杀。例如夏威夷基地的剑鱼船无意捕捞到大量海龟而导致其垂死挣扎，如果渔船将 *J* 形状的诱饵吊钩换作环形钩，海龟的捕获数量会下降 80% 以上（Gilman et al. 2007）。

尽管在政府和科学家的监督下，海洋鱼类仍旧常常被过度捕捞，导致其存量明显下降（Hilborn et al. 2006; Davies et al. 2007）。20 世纪 80 年代，加拿大捕鱼舰队在纽芬兰岛以外的地区持续大量捕获鳕鱼，甚至是在种群数量不断下降的情况下也未停止捕捞。最终，鳕鱼存量下降到原始种群的 1%。为此，1992 年政府被迫关闭渔业，取消 35 000 个工作岗位（MEA 2005a）。为满足当地商业利润和保持就业岗位，政府常常将收获限额标准设定太高，破坏了资源基础。对于穿越国境线和游经国际海域的迁移物种，协调国际协定和监督各国遵守产量限定是非常困难的。最为有效的策略之一是在常规捕捞的基础上监控动植物种群，

然后再制定捕获标准以适应目标种群丰富度的不断变化。

捕鲸是获取野生物种争论中最激烈的话题之一。这一争论部分原因在于西方国家民众对鲸具有特殊的感情。意识到许多鲸类物种已经被捕杀到十分危险的境遇，国际捕鲸委员会最终在1986年禁止了所有商业捕鲸活动。即使有禁令出台，一些物种如蓝鲸（*Balaenoptera musculus*）和北右鲸（*Eubalaena glacialis*）的幸存密度仍远低于原有水平，它们分别自1967年和1935年起就得到了保护。但也有物种如灰鲸（*Eschrichtius robustus*）的种群密度看起来已经得到恢复（表4.4）。一些物种恢复较慢的原因可能由于持续存在的非法捕杀行为。日本政府准许捕鲸，并对目前鲸种群数量持怀疑态度，宣称需要进一步的科学数据评估鲸种群的状态。

表 4.4

世界范围内人类捕获的鲸类

物种	捕鲸业开展前的数量*	现有数量	主要食物
须鲸类			
蓝鲸	200 000	9 000	浮游生物
北极露脊鲸	56 000	8 200	浮游生物
鳍鲸	475 000	123 000	浮游生物，鱼类
灰鲸	23 000	21 000	甲壳类
座头鲸	150 000	25 000	浮游生物，鱼类
小须鲸	140 000	850 000	浮游生物，鱼类
北右鲸	不详	1 300	浮游生物
大须鲸	100 000	55 000	浮游生物，鱼类，乌贼
南右鲸	100 000	1 500	浮游生物
齿鲸类			
白鲸	未知	50 000	鱼类，甲壳类
独角鲸	未知	35 000	鱼类，乌贼，甲壳类
抹香鲸	2 400 000	1 950 000	鱼类，乌贼

数据来源：Sea World 2000; American Cetacean Society（www.acsonline.org）

*开发前种群数量主要是估算的，近来证据显示原有种群数量可能更多（Roman and Palumbi 2003; Alter et al. 2007）

其他因素也可能导致鲸鱼的非正常死亡。例如，右鲸经常与船只发生碰撞而死亡。每年有成千上万只海豚和不明数量的鲸被捕捞金枪鱼、鳕鱼和其他商业鱼类的深海捕鱼装置所困而窒息死亡。“友好对待海豚”的捕鱼方法所做出的努力仅起到一定效果，同时也引起国家间贸易关系的争端。

许多物种因过度捕杀变得日渐稀有，当该物种不再具有商业捕获的可行性时，其种群数量可能会趁此机会得到恢复。不幸的是，在捕杀和生境破坏共同作用下，许多物种例如犀牛和野生猫科动物的数量严重下降以至于只有建立实时监测的保护措施才能使其恢复。需要建立国家公园、自然保护区和其他保护用地来保护这些受过度捕获物种的生境。通过国际条例如濒危野生动植物种国际贸易公约（CITES）和其他相应国家法规强行降低或制止捕杀活动，物种数量便能够得以恢复。水獭、鳄鱼和某些鲸鱼都是在严令禁止过度开发后，种群得以成功恢复的实例。

4.7 外来种入侵

外来种（exotic species）是由于人类活动打破天然的地理屏障，使其在远离原产地以外的地区生存的物种。人类活动有意或无意地将物种在世界范围内广泛传播，淡化了原有地区间差异。这种更为同质的新型物种分布极为明显，以至一些科学家认为我们进入一个进化的新时代即“同质化时代”。

> 要点：入侵种可通过竞争有限资源替代本地种，也可能直接捕食本地种使之濒临灭绝边缘，或者通过改变生境使本地种不能继续生存。

大多数外来物种由于不适应新环境而无法在新生境中存活。然而，一定比例的物种却能在新生境中建立种群，许多被认为是入侵种（invasive），它们以牺牲本地种为代价，换取种群的繁盛(Lodge et al. 2006; Parker et al. 2006)。在美国，威胁濒危物种的各类因素中，外来入侵种占 49%，特别给鸟类和植物带来了严重影响（Wilcove et al. 1998），因此它们也被称作“致危物种”（endangering species）。成千上万的外来物种给美国每年造成的损失达 1 370 亿美元（Pimentel et al. 2000b）。在我国，仅因烟粉虱（*Bemisia tabaci*）、紫茎泽兰（*Eupatorium adenophorum*）、松材线虫（*Bursaphelenchuh xylophilus*）等 11 种主要外来入侵生物，每年给农林牧渔业生产造成的经济损失就达 574 亿多元（徐海根等. 2004）。许多物种是通过以下方式引进的：

- 欧洲殖民扩张：欧洲殖民者在新地区安家落户，释放了数百上千只欧洲鸟类、鱼类和哺乳动物到北美、新西兰、澳大利亚和南非等地，以使乡村的环境变得对自己更为熟悉，同时也提供用来打猎和消费的猎物和鱼类。
- 园艺、农业和水产业：大量植物作为观赏植物、农作物和牧草引到新地区种植，其中许多物种从栽培状态下逃逸，在野生状态下建立种群。随着水产养殖日益扩大，更多物种逃逸并在海洋和淡水环境中成为入侵种（Chapman et al. 2003）。

- **意外传入**：物种常常被人类活动无意识地传播。例如杂草种子随商业化种子一起收获，并传播到新地点；鼠类、蛇和昆虫搭乘海外船只、飞机运往国外；病原菌、寄生物和昆虫随寄主（特别是植株的叶部和根部）四处传播。远洋航行的轮船可容纳近 15 万吨的压舱水，其间含有大量海洋生物的成虫、幼虫。政府正在制定法律降低物种通过压舱水传播，例如要求轮船停靠之前，在远离海岸的深海区更换压舱水 (Costello et al. 2007)。
- **生物控制**：当外来种变为入侵种时，通常的解决办法是从原产地引进天敌来控制入侵种的数量（Elkington et al. 2006）。虽然生物控制的方法常常会取得显著的效果，然而也有天敌本身变成入侵种的情况，在攻击目标入侵种的同时或根本就不攻击入侵对象，转而攻击本地种。例如一种寄生蝇（*Compsilura concinnata*）引入北美控制舞毒蛾（*Lymantria dispar*），同时发现它也能够寄生于 200 多种本地蛾类，使本地蛾类种群的数量大大降低。

世界上许多地区都遭受着外来种的严重侵害，美国目前有 20 多种外来哺乳动物、97 种外来鸟类、70 种外来鱼类、88 种外来软体动物、2 000 种外来植物以及 2 000 种外来昆虫 (图 4.16)。一个典型的例子是千屈菜 (*Lythrum salicaria*) 曾作为观赏植物从欧洲引入美国，目前已成为覆盖北美东部沼泽地的优势群落。又如原产于中美洲的紫茎泽兰（*Eupatorium adenophorura*）通过自然扩散传入中国云南省，经半个世纪的扩散，已经对中国广大西南山区，乃至华中、华南地区的生物多样性构成了巨大的威胁（卢志军等 2004)，并给当地的农林牧业生产带来了巨大的损失。

昆虫的有意地引入如欧洲蜜蜂（*Apis mellifera*）和大黄蜂（*Bombus terrestris*）或意外地引入如火蚁（*Solenopsis invicta*）和舞毒蛾（*Lymantria dispar*）以及非洲蜜蜂（*Apis mellifera scutellata*)，对本地昆虫群系的影响是毁灭性的。被国际自然保护联盟列入全球 100 种最危险入侵生物的 B 型烟粉虱，近 20 年来伴随着花木调运传入到中国，并通过非对

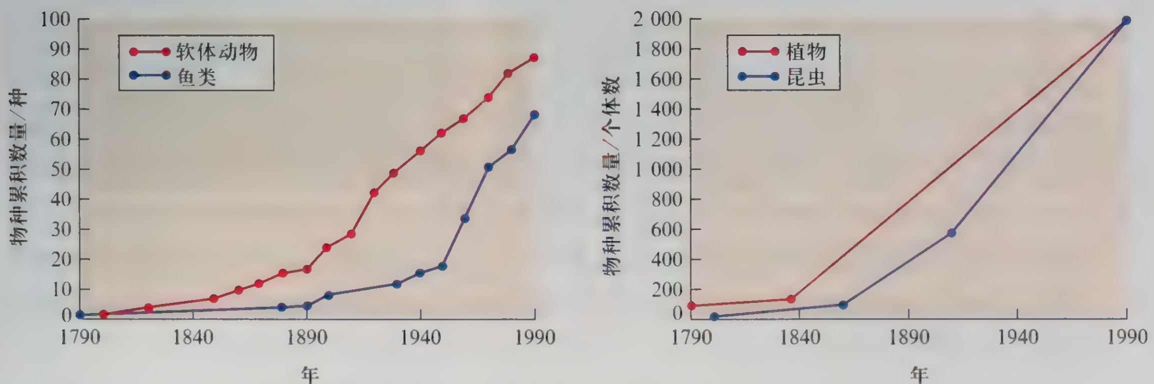


图 4.16 美国外来软体动物、鱼类、植物和昆虫数量随时间稳定增长（引自 Office of Technology Assessment 1993）

称交配互作（Liu et al. 2007）逐渐取代了土著烟粉虱。在入侵和取代土著烟粉虱的同时，B 型烟粉虱通过直接取食植物汁液、传播植物双生病毒，严重危害大田作物、蔬菜和花卉，造成了巨额的经济损失。目前，引自欧洲的外来蠕虫正改变着北美的土壤条件，由此可能给当地丰富的土壤生物群落以及从枯落物到植物间的养分循环造成巨大而未知的后果(Holdsworth et al. 2007)。

4.7.1 岛屿上的入侵物种

岛屿生境的隔离性促进了特有物种独特集群的形成，但也使得这些物种特别容易遭受入侵种的破坏。引入岛屿上的动物常常会有效地捕食特有动物或过度地采食当地植物，使其达到灭绝的地步。外来植物通常质地粗糙或适口性差，与适口性较好的本地植物相比，外来植物常常能够与外来采食者如牛、羊更好地共存。伴随本地植被不断衰落，外来物种开始占据当地景观。岛屿动物已经适应了具有很少哺乳类捕食者的群落，这可能使得它们对外来捕食者如猫和老鼠的防御能力极为有限，而且岛屿物种常常对大陆物种携带的疾病没有自然的免疫力，当外来物种引入岛屿后，频繁地携带病原菌或寄生虫，虽然它们对携带者没有害处，却可以毁灭本地种群。

有时一个外来种引进岛屿就可能会导致无数个本地物种的局地灭绝。如棕树蛇（*Boiga irregularis*）引到许多太平洋岛屿上，对特有鸟类产生了毁灭性的影响。这种蛇捕食鸟卵、幼雏和成鸟。仅关岛一处，就使得 11 种森林鸟类中的 8 种灭绝（Wiles et al. 2003）。谈及没有听到鸟鸣声，有的旅游者说："在寂静与蜘蛛网之间，关岛雨林被一种坟墓的气氛所笼罩"(Jaffe 1994)。棕树蛇可能是为寻找新的猎物，开始向熟睡的人类展开进攻。政府每年花费 460 万美元尽力地控制棕树蛇种群，到目前为止还远未成功。

4.7.2 水生生境中的入侵物种

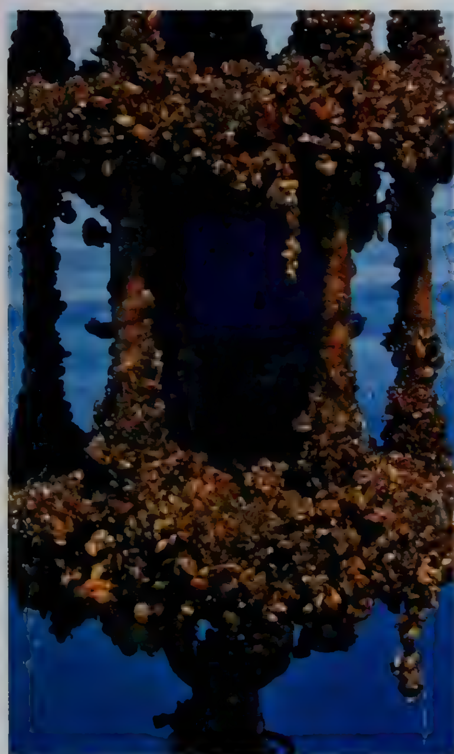
淡水生境与海洋岛屿有相似之处，它们都被周边广袤而荒凉的地域所隔离。外来物种对脆弱的湖泊生态系统和孤立的溪流系统产生严重影响。用于商业与钓鱼活动需要的外来鱼类引入湖泊已有很长的历史，例如各种外来罗非鱼、尼罗河鲈鱼（*Lates niloticus*）引入东非的维多利亚湖。世界上已有 120 多种鱼类引入海洋、河口系统以及内陆海域。尽管一些是为了促进渔业而有意引入的，大部分则是由于开凿运河和压舱水携带而无意识引入的。这些外来鱼种往往比本地鱼体积大、更具进攻性，最终可能导致当地鱼种的灭绝（Maezone et al. 2005)。如果这些入侵性鱼类从水生生境中根除，有的本地鱼类是可以恢复种群数量的（Vredenburg 2004)。

进攻性的水生外来种也包括植物和无脊椎动物。令人震惊的新近入侵事件是，1988 年斑马贝（*Dreissena polymorpha*）引入北美五大湖流域。这个原产于里海的个体小、带条纹

的贝类显然是通过欧洲油轮的压舱水引入伊利湖的。两年时间，斑马贝在伊利湖部分水域中的密度就达到每平方米 70 万个个体。斑马贝是一种表面有硬壳的生物，单体斑马贝会聚集一大片，并沉积在所有可以依附的硬质表面（图 4.17A），导致本地贝类不断地窒息而死。斑马贝已经向南穿越整个密西西比河流域，并沿五大湖及其支流的各个方向扩散（图 4.17B）。伴随其进一步扩散（常常通过当地渔夫的水靴和船底无意识扩散），将会给渔业、大坝、发电厂和水处理设施带来巨大的经济损失，同时也破坏了当地的水生生物群落。

水生环境中许多最有害的入侵种是水族馆和观赏鱼类，在世界范围内的贸易量达到每年 250 亿美元（Keller and Lodge 2007），这些物种所带来的有害影响应该作为贸易总体花费的一部分。

(A)



(B)

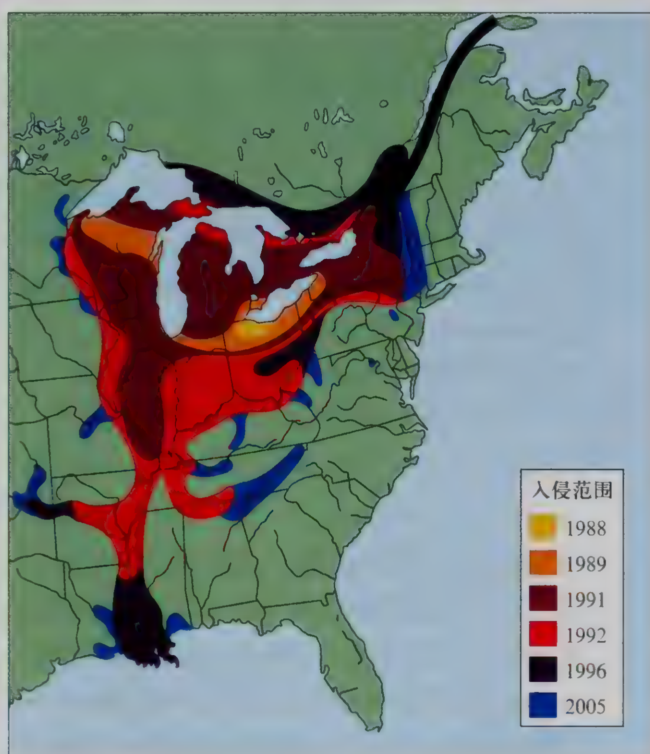


图 4.17 原产于里海的斑马贝（*Dreissena polymorpha*）于 1988 年无意引入伊利湖。（A）图中是将密歇根湖从遭受成千上万只难以对付的斑马贝的侵害中恢复过来的情景。这种侵害是由典型的小型软体动物造成的，它能够形成硬壳并破坏本地贝类和其他生物。（B）斑马贝在过去的 20 年里种群爆发并蔓延到整个北美东部（A. M. McCormick 摄，NOAA / 五大湖环境调查实验室惠赠；B. 数据来源于美国地质调查局）

4.7.3 外来物种的入侵能力

为什么外来种能够成功入侵，在新的生境中占有优势，并能够轻而易举地替代本地物种呢？其中一个原因是在入侵地缺少原产地能控制其种群生长的自然捕食者或寄生物（Torchin and Mitchell 2004）。例如，野兔引入澳大利亚后，由于无法有效控制其种群数量而四处扩散，使本地植物被采食到濒危灭绝的境地。为此，澳大利亚采用的控制手段之一就是引入病菌来制约野兔数量。

人类活动能够创造不寻常的环境条件，如矿质养分提高、土壤扰动加大、火灾频度增加、光照增强以及生境破碎化，而一些外来物种比本地物种更容易适应这种环境条件（Facon et al. 2006）。入侵物种集中分布的地区往往是受到人类活动改变最严重的生境，例如，外来植物常常在引入家养动物的地区占有优势（Parker et al. 2006）。当生境受到全球气候变化而进一步改变后，很可能更容易遭受入侵。

要点： 人类开发改变环境的地方，不受欢迎的本地物种可以旺盛生长。例如，有毒的常春藤在郊外、路边以及围墙等地方都要比天然林地常见得多。

“入侵种”这一术语一般定义为在原产地以外的地区扩散，但是一些本地种在原产地适应了人类活动而改变的生境后，也会过度繁殖，因此，它们与外来入侵种受到同样的关注。在北美，森林破碎化、城郊的开发以及随后导致废弃物四处可见的环境，使本地野狗、狐狸和某种海鸥物种数量增加。在墨西哥湾，当地的水母利用石油钻塔和人工渔礁产卵，变得丰富起来；并且由于氮素污染导致浮游生物大量繁殖引起水花，继而为以水花为食的水母提供丰富的食物资源。进攻性物种数量增多，是以牺牲其他当地土著种为代价的，这些异常丰富的本地物种对受威胁的物种和保护区的管理无疑是一种挑战。

另外一种特殊类型的入侵种是外来引进的、但又与本地生物群落有密切关系。当入侵物种与本地物种或变种杂交，本地物种特有的基因型可能会消失，物种边界变得模糊（见第2章；Bleeker et al. 2007），这种情况有时称作遗传湮没（genetic swamping），本地鲑鱼面对商业引进物种时正处于这样的命运。在美国西南部，阿帕奇鲑鱼（*Oncorhynchus apache*）由于受到生境破坏和与外来物种的竞争，其分布面积已经缩小，这一物种还能与用作钓鱼消遣而引进的虹鳟鱼（*O. mykiss*）杂交，使物种鉴别特征不明显。

入侵物种是美国国家公园系统中生物群系所面临的最严重威胁。只要原有物种存在，生境退化、破碎化和污染在数年或数十年内还是有潜力恢复的，但外来物种一旦定居，就几乎不可能再从群落中消除。外来物种可以建立巨大的种群，进行广泛地扩散，并彻底地整合到本地群落中，清除它们异常困难，经常需要付出昂贵的代价。

入侵物种造成如此严重的威胁，因而降低物种引入速率应该在物种保护方面具有更大的优先权（图 4.18）。政府通过制定和执行法令以及海关限制旨在限制外来物种的引入，并花费巨资来控制外来种的扩散和爆发。但是，在种群初始建立时，对其采取控制和铲除措施是最为经济和有效的手段（Lodge et al. 2006; Keller et al. 2008）。培训公民和保护区员

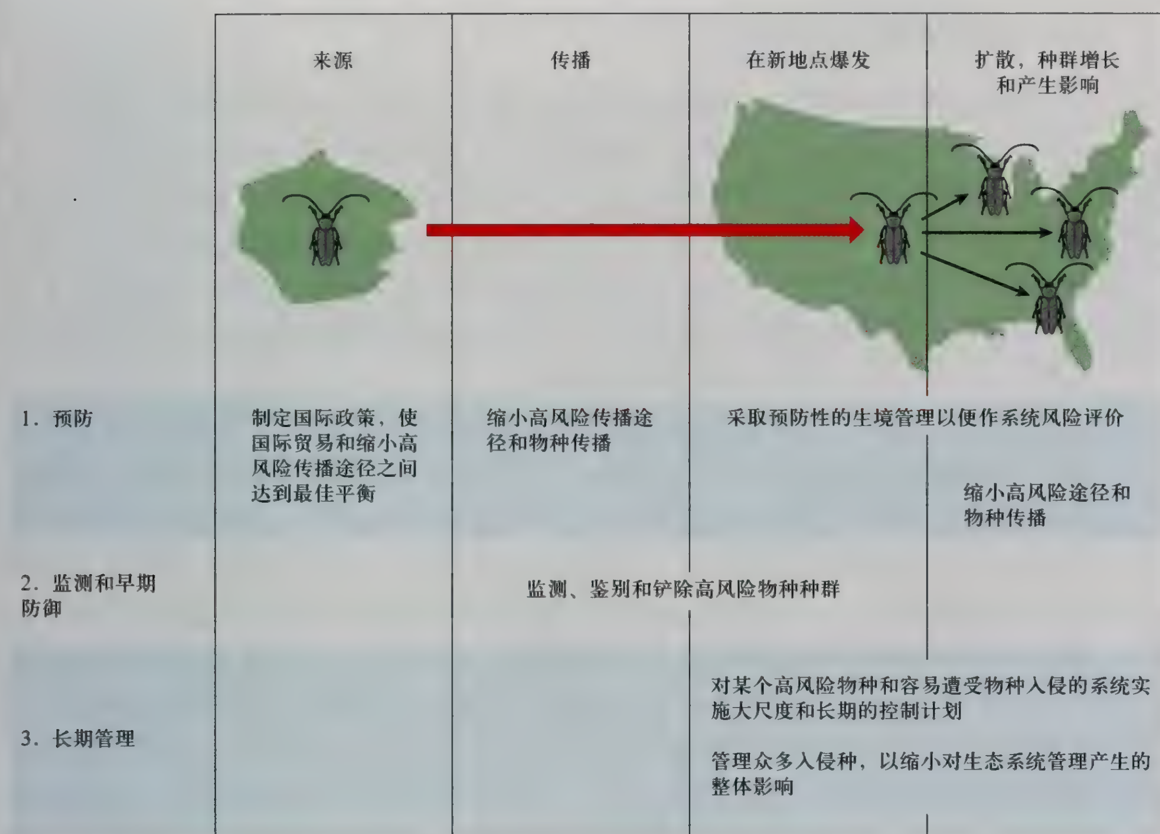


图 4.18 降低有害入侵种的策略包括预防、监测、早期预警以及长期管理，以管理亚洲天牛（*Anoplophora glabripennis*）问题对这种策略为例进行图解说明。该物种通过木质柳条箱和包装材料中从亚洲传入北美。天牛的侵染使得大面积的树木特别是枫树死亡。唯一有效的措施是砍掉受侵染的树木，并销毁木材（引自 Chornesky et al. 2005）

工共同监督脆弱的生境，以便入侵种出现时能够采取迅速、彻底的控制措施，这是阻止其种群建立的一个有效方法。筛选外来物种在原产地的天敌，可能是生物控制计划的一个必要环节。这一计划需要对外来种的天敌专一性进行认真检验，同时也需要在释放后仔细监控其控制入侵种的有效性。有时可能需要改变土地利用方式来恢复本地群落，有时也可能通过物理防除、诱捕和毒药的方式来控制入侵种（Howald et al. 2007）。当引入的野兔从新西兰岛移除后，大蜥蜴（*Sphenodon punctatus*）种群数量又急速增长（Towns et al. 2007）。因此，有必要经常性地开展广泛的公共教育计划，以便人们更清醒地认识到入侵种需要移除或杀死的原因，特别当入侵种是些羊、马和野兔等哺乳动物的时候。

4.7.4 遗传修饰生物体

保护生物学家关注的一个特别话题就是遗传修饰生物体（genetically modified organisms, GMO）在农业、林业、水产业和有毒废物清理中日益广泛的使用（Snow et al. 2005）。在这种生物体内，科学家应用 DNA 整合技术，将不同来源的生物基因整合到遗传修饰生物体的基因编码内。这种基因转移不仅能够打破物种界限，也能够打破更高分类阶元界限，例如可将细菌生成昆虫毒素基因，转移到作物如玉米体内。美国、阿根廷、中国和加拿大等国家种植大量的转基因作物，主要是大豆、玉米、棉花和油料作物。遗传修饰动物还在发展中，转基因鲑鱼和猪具有潜在的商业价值。

事实上，人类早在文明社会初期就已经通过选择性交配、杂交和其他形式的人工选择对作物和家养动物进行遗传修饰。然而，作为潜在基因转移来源的许多物种，如病毒、细菌、昆虫、真菌和贝类，在以前的杂交过程中从未用到，因而，政府可能会对这种研究和商业应用实施特殊的控制。一些人对此也会有所顾虑，特别在欧洲，遗传修饰作物能与近缘物种杂交，产生的新的、具有进攻性的杂草和致命的病毒入侵（Kuparinen et al. 2007）。中国是栽培稻的起源地之一，也是稻米品种多样性中心，野生稻资源和地方品种资源都相当丰富。一旦基因污染出现，中国天然的水稻遗传资源宝库可能受到严重的破坏，还会影响到科学家运用物种和基因多样性资源解决粮食安全问题的能力。此外，遗传修饰生物体的应用能潜在地伤害其他物种，如生活在田间或临近农田的昆虫、鸟类和土壤微生物。而且，目前很难确定食用遗传修饰生物是否会有害人体健康或引起特殊的过敏反应。

非常明确的一点就是遗传修饰作物有潜力增加作物产量来满足不断增长的人口需求，生产出更便宜的药，降低农用化学制剂的使用与流失。（另一方面，一个非常畅销的遗传修饰生物体——转基因大豆（Roundup Ready soybean）——经过除草剂厂商的遗产修饰能使其对草甘膦除草剂（通常是农达牌 Roundup 除草剂）具有更高的抗性。）

总之，遗传修饰生物体的好处还需要进一步检验，同时还要与潜在的风险进行权衡。最好的处理方法是在遗传修饰生物体被授权商业使用之前，要谨慎对待和进行彻底调查，在释放后要及时监控对环境和人体健康的影响。

4.8 疾病

人类活动及其与疾病交互作用导致疾病传播概率增加，成为维系物种和生物群落的主要威胁。致病生物如细菌、病毒、真菌和原生生物能对整个生物群落的结构产生重要影响（Breed et al. 2007）。

人类活动可以使疾病的感染范围扩大、疾病携带者如一些昆虫增多。家养动物与携带疾病的野生动物接触可能相互传染（Jones et al. 2008），通过不断增长的人口流动和外来物

种的扩散使疾病得以进一步扩散。病源生物对野生和圈养动物种群的感染都很普遍，并且能够降低脆弱种群的大小和密度。

疾病可能是某些稀有物种唯一的、重大威胁。例如澳大利亚、北美洲和中美洲原始山区大量蛙种群的衰落明显与外来疾病引入有重要关系。1987年，黑足雪貂（*Mustela nigrepes*）最后一个野生种群被犬瘟热病毒毁灭。黑足雪貂圈养繁殖项目所面临的主要问题之一，就是保护圈养个体免遭犬瘟热病毒、人类病毒和其他疾病的侵害；目前正通过严格的检疫措施和将圈养种群拆分为地理隔离的亚种群来实现这一点（见图 6.9）。

要点：疾病的侵染率增加，威胁着野生、圈养物种以及人类的健康。不同物种之间疾病的传播应引起特别的关注。

流行病学的三个主要原则对管理和圈养濒危物种具有重要的意义。首先，高密度的家养和野生种群都可能面对寄生虫和疾病不断增加的直接压力。在片段化的保护区内，动物种群可能会暂时建立起异常高密度的种群，从而促进疾病的迅速传播。在自然生境中，当动物远离它们的排泄物、唾液、旧皮和其他传染源后，疾病感染率会明显降低。然而，在非自然、受限制的条件下，动物始终与潜在的传染源接触，使疾病传播的概率增加。在动物园里，饲养的动物常常聚集在一个小区域里，并且相似的物种被圈在很近的地方。结果一种动物被感染，寄生虫或病菌微生物就会迅速地扩散给其他动物和相关物种。

第二，生境破坏的间接影响能够加剧生物对疾病的易感性。当宿主种群由于生境退化、生境质量和食物可利用性经常性地遭到破坏，导致营养状况降低、动物体质虚弱，对疾病的易感性增大。拥挤也会导致种群内部的压力升高，导致对传染病的抵抗力下降。污染，特别在水生环境中，可导致个体更容易遭受病原菌的侵染（Harvell et al. 2004）。

第三，许多生活在保护区、动物园、国家公园和新型农业地区里的物种，接触到在野生状态时很少或从未遭遇过的其他物种，包括人类和家养动物，一些疾病如狂犬病、莱姆病、流感、瘟热病、汉坦病毒以及禽流感就会从一个物种传给另一个物种（图 4.19）。人口密度增大、农业用地和人类居住地向野外扩展，导致疾病感染能够在野生种群、家养动物和人类之间得以传播。人类免疫缺陷病毒（HIV）和致命的埃博拉病毒都出现了从野生种群传染给人类和家养动物的案例。

圈养动物一旦受到外来疾病的侵染，便不应该再返回野生环境，否则将会威胁整个野生种群。另外，对疾病具有普遍和相当强抵御能力的物种，就如同一个疾病的储藏室，随后会传染给其他易感种群。例如，在 20 世纪 90 年代初，坦桑尼亚赛伦杰提国家公园大约有 25% 的狮子死于犬瘟热病，这显然是接触到生活在公园附近 3 万只家养狗中的一只或几只传染而来的（Kissui and Packer 2004）。

外来疾病的引入能致死大批物种，甚至是分布广泛、种群数量丰富的物种。曾经在美国东部广泛分布的美洲栗（*Castanea dentata*）的彻底消失，就是由于从中国进口至纽约市的栗子树所携带的共生真菌到处扩散导致的。另外一种外来真菌正致使当地分布的大部分

生境破碎化与退化；种群局部密度高

野鸭和其他水禽

农业扩展到荒野地区

人类扩张到荒野地区

鸡

人

现代农业较高的动物密度

现代工业化农业

城市和乡村中较高的人口密度，增大了传播几率

图 4.19 禽流感的侵染与转移路线。野生水禽、家养鸡和人类都会感染上这种病毒，并能够在它们之间传播，正如图中重叠区域所示。红色箭头代表导致病毒高速度侵染的主要因素；蓝色箭头代表导致病毒在 3 个类群中扩散的因素（引自 Daszak et al. 2000）

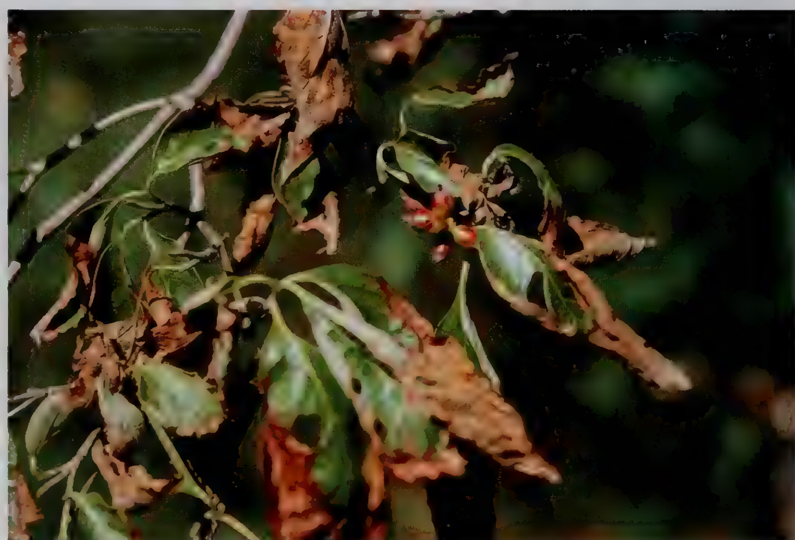


图 4.20 山茱萸（*Cornus florida*）种群在美国东部森林正在衰退，主要是由于外来真菌——毁灭性座盘孢（*Discula destructiva*）导致的炭疽病引起的（J. P. Evans 摄）

山茱萸（*Cornus florida*）死亡（图 4.20）。目前，一种水生寄生真菌已成为世界许多地方两栖动物种群灾难性衰退的主要因素（Whiles et al. 2006）。



小结

1. 不断增长的人口、贫穷和自然资源的不均衡消费引起了生物多样性危机。威胁生物多样性的主要因素包括生境丧失、污染和生境破碎化。雨林、湿地、珊瑚礁和其他物种丰富的群落正遭受着这些外来因素的威胁。
2. 生境破碎化过程是指大片连续的生境不但面积缩小、并且被分割为两个或更多个生境片段。生境破碎化能导致幸存物种的快速丧失，因为它阻碍了正常的扩散、定居和采食过程，并且生境片段的环境条件也经常会发生改变。
3. 环境污染使许多物种从生态系统中消失，甚至是在生物群落没有受到明显扰动的情况下。环境污染的范围包括过度使用杀虫剂，工业废物、污水和化肥导致的水体污染，以及产生酸雨、氮沉降、光化学烟雾和高浓度臭氧的大气污染。
4. 化石燃料燃烧和森林采伐产生大量的 CO_2 和其他温室气体，正引起全球气候变化，特别是大气变暖。预测的温度改变可能使许多物种将无法生存在当前的分布区，进而逐渐濒于灭绝。
5. 对许多物种进行的过度开发，正将物种和整个生态系统推向灭绝的边缘。狩猎和市场交易的增多、对产品需求增大以及通往遥远地区的交通条件改善，导致许多物种的过度开发。
6. 人类有意或无意地将成千上万的物种从一个地区引入到新的地区，其中一些外来物种变成了入侵种，以牺牲本地种为代价，使入侵种得以迅速扩散。
7. 当动物被限制在自然保护区和动物园里，不能在广阔的环境中自由扩散，常常会导致疾病增加。在动植物园里，疾病有时会在相关动植物之间传播。有时也会在家养和野生物种间传播，甚至会在人类和野生动物之间传播。



讨论题

1. 人口增加与生物多样性的丧失有直接关系。是否还有其他因素降低了生物多样性，我们又该如何衡量它们的相对重要性呢？是否有可能找到一个既能够满足人口增长需求，又能保护生物多样性的平衡点？
2. “许多现代经济的增长仅仅是通过对自然资源的非可持续性利用来实现的。”针对本章讨论的威胁生物多样性的重要因素来说，这句话的长远意义是什么？你是否同意这一观点？说出支持你观点的主要证据。
3. 详细的研究一个濒危物种。探讨直接威胁这一物种的全部因素是什么？这些直接的威胁因素与更大的社会、经济、政治和立法等方面有怎样的联系？

推荐读物

Botkin, D. B. and 18 others. 2007. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *Bioscience* 57: 227-236. 全球气候变化将会在未来几十年里威胁成千上万的物种。

Carson, R. 1962. *Silent Spring*. Houghton-Mifflin, Boston. 这本书向公众介绍了生态退化的问题，*Silent Spring* 一书重点描绘了农用的杀虫剂和除草剂给生物特别是鸟类带来的有害影响，成为 20 世纪最有影响力的书籍之一，书名唤起了人们对世界缺少鸟鸣情景的想象。

Cox, T. M., R. L. Lewiston, R. Zydelis, L. B. Crowder, C. Safina and J. Reed. 2007. Comparing effectiveness of experimental and implemented bycatch reduction measures: The ideal and the real. *Conservation Biology* 21: 1155-1164. 这篇文章认为需要国际合作和共同监测，将实验结果转化到实际应用中，以降低非目的捕获。

Gore, A. 2006. *An Inconvenient Truth*. Rodale Books, New York. 这本书（和电影）让那些宣称根本没有发生全球变暖的人们无言以对，其作者诺贝尔奖得主戈尔用简洁的语言概括："难以忽视的真相并未消失"。

IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. *Climate Change* 2007: *The physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report. Cambridge University Press, Cambridge. 这是大量科学家的详细研究报告，涉及全球气候变化的证据和对未来几十年的气候预测。

Jones, K. E. and 6 others. 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451: 990-994. 当人类亲密接触野生生物时，有时会爆发新的疾病。

Keller, R. P. and D. M. Lodge. 2007. Species invasions from commerce in live aquatic organisms: Problems and possible solutions. *BioScience* 57: 428-436. 人类活动导致物种大尺度入侵。

Laurance, W. and R. Luizão. 2007. Driving a wedge into the Amazon. *Nature* 448: 409-410. 亚马逊流域在几十年前还是人类遥不可及的地方，如今正在遭受着人类活动的影响。

Link, J. S. 2007. Underappreciated species in ecology: "Ugly fish" in the northwest Atlantic Ocean. *Ecological Applications* 17: 2037-2060. 伴随海洋捕捞强度增大，非商业物种的数量不断增加，生态关系也悄然发生变化。

Mathiessen, P. 2000. *Tigers in the Snow*. North Point Press, New York. 描绘了大量为保护老虎免受各种威胁的英勇斗争事迹。

Sekercioglu, C. H., S. H. Schneider, J. P. Fay and S. R. Loarie. 2008. Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology* 22: 140-150. 预测到 21 世纪末，气候变化将会引起成百上千只鸟的灭绝。

Valiela, I. and P. Martinetto. 2007. Changes in bird abundance in eastern North America: Urban sprawl and global footprint. *BioScience* 57: 360-370. 鸟类赖以生存的开阔生境正以最快

的速度消失，生境中鸟类种群的衰落是最为明显的标志。

Li, Y. M. and D. S. Wilcove. 2005. Threats to vertebrate species in China and the United States. *BioScience* 55: 148-153. 分析中国受威胁物种的致危因素，并将这些致危因素与美国类似的数据作了比较。

Weber, E and B. Li. 2008. Plant invasions in China: what is to be expected in the wake of economic development? *BioScience* 58: 467-444. 中国迅速的经济发展和国际贸易的增强，将使入侵物种以越来越快的速度引入中国，而对铁路运输的更大依赖将导致栖息地退化，为外来植物的快速扩张提供便利条件。

（朱丽 编译，马克平 审定）



IUCN 官方宣布蒙特沃德地金蟾蜍（*Bufo periglenes*）于 2004 年灭绝（见第 112 页）

第5章

物种灭绝和生物多样性的丧失

自生命起源以来，地球上的物种数目和多样性一直在增长。然而，这种增长并不稳定，显示了快速成种期之后长期变化甚微的特征。自寒武纪生命大爆发以来生物界发生了 5 次集群灭绝事件，约 2.51 亿年前的二叠纪末集群灭绝是其中规模最大的一次（Raup and Sepkoski 1982；熊聪慧和王祺 2007；图 5.1），多达 96% 的海洋生物物种和 75% 以上的陆生动物物种惨遭灭绝，其中华南有 94% 的海洋动物种灭绝（Jin et al. 2000）。目前，地质学家认为造成这次集群灭绝的原因主要分为 2 大类：地外成因（如多次的外星体撞击地球）和地内成因（如广泛的火山喷发、地磁场极性变化、海水盐度变化、海平面和气候的急剧变化以及海底甲烷气流大量释放造成的缺氧事件）（Erwin 1994）。这些因素可能互相影响，不同程度地引发了二叠纪末的集群灭绝，例如 CH_4 不仅是造成海洋生物缺氧的元凶，也是一种比 CO_2 更容易影响气候变化的温室气体（见第 4 章）。这次大灭绝之后，生物多样性经过了 5 000 多万年才逐渐恢复。

物种灭绝并非总是归因于强烈的扰动。一个物种对重要生存资源的垄断和过度捕食都可能导致另一个物种的灭绝。尽管对某一物种存活或消亡的决定因素还不完全清楚，但灭绝和物种形成一样都是大自然生命轮回中的一部分。

如果物种灭绝仅仅是自然演化过程中的一部分，为什么它还是如此引人注目呢？回答这个问题的关键在于物种灭绝和物种形成的相对比率。物种形成通常是一个非常缓慢的过程，这是因为生物的等位基因突变和漂变的积累需要成千上万年。只要成种率等于或超过背景灭绝率（background extinction rate）（即地质时期中所观察到的相对恒定的灭绝速率），生物多样性就保持恒定或增长。地质时期中，新生物种最终能够持平或超过已消亡物种。据估计，当前的灭绝率已经比背景灭绝率高 100～1 000 倍，99% 以上的现生物种灭绝是由人类活动造成的（Lövei 2001；Mace et al. 2005；Pimm and Jenkins 2005）。生物学家称之为第 6 次生物大灭绝。

过去 3 万年以来，随着智人（*Homo sapiens*）逐渐占据统治地位，全球生物多样性不

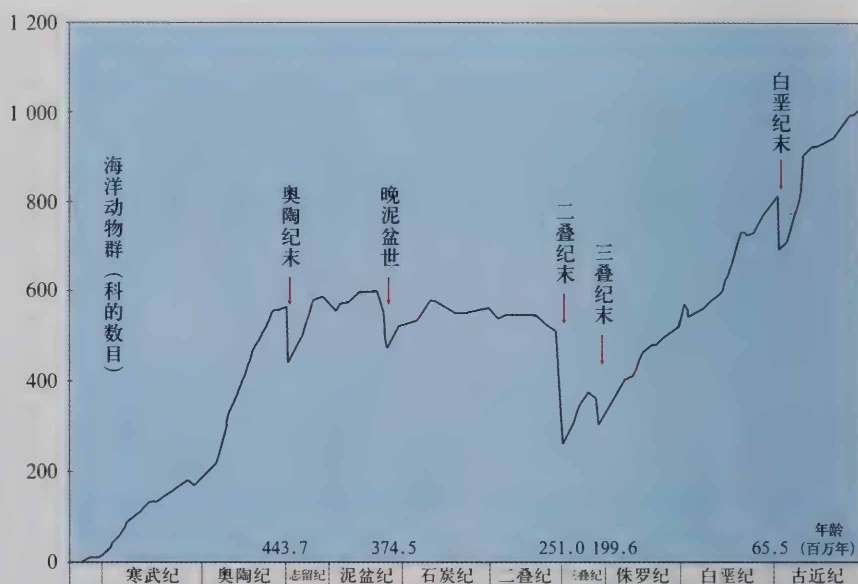


图 5.1 海洋动物群科的多样性变化，红色箭头指示显生宙 5 次大的集群灭绝事件（引自 Raup and Sepkoski 1982；熊聪慧和王祺 2007）

断衰退。为了满足对自然资源的需求，人类日益改变了其他生物赖以生存的陆生和水生环境。最早引起注意的事件是人类活动导致了澳大利亚和美国大型哺乳动物的灭绝。人类来到这些大陆之后不久，74%～86% 的大型哺乳动物（体重超过 44 kg）就灭绝了。这些灭绝事件可能是由人类直接或间接造成的，例如狩猎活动、砍伐和燃烧森林和草原（Koch and Barnosky 2006)。除南极之外，古生物学家和考古学家在世界各地都发现了大量史前人类改变和破坏生态环境的证据，它们与物种高灭绝率事件相吻合。人类活动所导致的物种灭绝不但有增无减，而且近几百年来灭绝率已经加速了。

> **要点：**当前物种消亡的速率是史无前例、独一无二和不可逆转的。这也是地方性种群、遗传变异性和生态系统丧失备受瞩目的原因。

5.1 “灭绝”的含义

灭绝根据规模可分为背景灭绝和集群灭绝（mass extinction）（Jablonski 1986)。背景灭绝的规模较小，速度较慢，属于正常的灭绝现象。集群灭绝的规模较大，速度很快，在全球范围内许多类群在相当短的地质时期内突然消失了（如白垩纪末恐龙的集群灭绝)。保护生物学中讨论的术语“灭绝”的含义有些细微差别，应视情况而定。

- 一个物种在世界范围内无任何存活个体，称为灭绝）extinct)。例如，一种灭绝的鸣禽——黑胸虫森莺（*Vermivora bachmanii*）（图 5.2)。
- 一个物种仅在豢养和其他人为控制条件下存在生活个体，则称为野外灭绝（extinct in the wild)。例如，图 5.2 中所示的富兰克林树（Franklin tree）虽然已经野外灭绝，但它在栽培条件下生长良好。



图 5.2 新热带森林的砍伐导致了黑胸虫森莺（*Vermivora bachmanii*）的灭绝，这种候鸟最后一次被发现是在 20 世纪 60 年代。为了种植甘蔗，黑胸虫森莺赖以过冬的古巴森林几乎被砍光。19 世纪鸟类学家、画家奥特朋的这幅画描绘了一对落在富兰克林树（*Franklinia alatamaha*）花枝上的黑胸虫森莺（引自 Audubon 1841）。富兰克林树已经野外灭绝，现仅栽培于树木园和植物园

- 符合上述两种情况的物种均属于全球性灭绝（globally extinct）。
- 一个物种虽然在原栖息地消失，但在其他地方仍有发现，则称为局域灭绝（locally extinct）。例如，灰狼（*Canis lupus*）曾遍布北美，现在马塞诸塞州已灭绝。

此外，现存个体数量太少，对生态群落中其他生物影响甚微的物种，保护生物学家称之为生态灭绝（ecologically extinct）。例如，老虎经常被视为生态灭绝，其野生种极少，它们对被捕食种群的影响不大。

关于术语“灭绝”，保护生物学家还制定了若干等级，包括濒危种（endangered species）、易危种（vulnerable species）和受威胁种（threatened species），用来更为准确地描述物种和种群的生存现状（详见第 6 章）。

5.2 灭绝率

鸟类和哺乳动物因为引人注目，所以我们最熟悉它们的灭绝率。它们体型较大，研究得比较清楚，而且很容易注意到其野生种的消失。世界上其他 99.9% 的物种的灭绝率则只能粗略估计。事实上，鸟类和哺乳动物的灭绝率也并不确定，因为一些视为灭绝的物种又重新被发现了。例如，澳大利亚夜鹦鹉（*Pezoporous occidentalis*）最后一次被发现于 1912 年，随后宣告灭绝，但 1979 年它又再次被发现。此外，一些所谓现存的物种实际上可能已经灭绝。例如，白鳍豚（*Lipotes vexillifer*）特产于我国长江中、下游水域，虽然它尚未被正式宣告灭绝，但 2006 年，中、日、美、英、加拿大和瑞士 6 国科学家组成的联合调查组，在长江中并没有发现白鳍豚）Turvey et al. 2007；图 5.3）。即使有白鳍豚个体存在，它们也处于功能性灭绝状态。有时，我们很难确定一个物种是否真正灭绝。例如，北美鸟类学家 2004 年宣布在阿肯色州的沼泽林中发现了数十年前已灭绝的象牙喙啄木鸟（*Campephilus*



图 5.3 “淇淇”——世界上第一头人工饲养、也是存活时间最长的白鳍豚。1980 年 1 月 11 日在长江城陵矶江段搁浅且严重受伤，1 月 12 日运回武汉的中国科学院水生生物研究所，经水生所和各方专家全力救治，约半年后痊愈。2002 年 7 月 14 日高寿自然死亡。淇淇在人工饲养条件下生活了近 23 年，创造了世界上人工饲养淡水鲸类最长的纪录之一（图片由王丁惠赠）

principalis），但随后展开的调查却没有发现它们的存活个体（Stokstad 2007）。

自 1600 年以来，大约有 77 种哺乳动物和 129 种鸟类已经灭绝，分别代表它们已知种类的 1.6% 和 1.3%（Baillie et al. 2004）。尽管这些物种的灭绝率可能并不惊人，但它们呈现升高趋势，近 200 年则是灭绝事件的高发期。从 1600 年到 1700 年，鸟类和哺乳动物类每 10 年约有 1 个物种灭绝。然而，1850 年到 1950 年间已经激增到每 1 年就有 1 个物种灭绝。灭绝最初几乎总是发生在岛屿上的物种，但自 1800 年以来大陆上的物种灭绝也增加了。灭绝率的增加对生物多样性已构成了极大的威胁。

在实际工作中，只有当一个物种数十年不再被发现，它才被宣布灭绝。因此，我们在短期内很难确定物种灭绝率的变化趋势。许多物种将被宣告在近 50 多年里灭绝了。近 5 年宣告灭绝的物种，包括哥斯达黎加的蒙特沃德金蟾蜍（*Bufo periglenes*）（见第 108 页）、圣赫勒拿橄榄树（*Nesiota elliptica*）和夏威夷乌鸦（*Corvus hawaiiensis*）。另外，许多未被列入灭绝的物种和一些根本就没有记载过的物种，由于人类活动而大批消亡，仅存少数个体。许多珍稀物种的现存种群很难找到，说明物种灭绝率在加快。

尽管许多物种的少数个体在分散的小种群中能存活若干年到上百年，特别是一些孤立的木本植物个体可存活达几百年，但它们最终仍然难逃灭绝的厄运（Janzen 2001）。这些注定要灭绝的物种称为“活着的死物种”（the living dead）。在物种丰富的热带雨林破碎化生境中，许多物种就属于这个范畴。生境破坏是物种灭绝的主要原因之一。生境破坏和

破碎化而导致物种最终消亡就好比当前的生境破坏为将来的生态成本而背负的债务，称为灭绝负债（extinction debt）(Tilman et al. 1994；Berglund and Jonsson 2005)。

要点：许多物种现在种群分散，而且每个种群仅有少数个体。尽管它们有可能存活数年或数十年，但最终仍然难逃灭绝的厄运。

因为存在数量众多的受威胁种，所以灭绝率在本世纪依然会很高。现存鸟类约有12%是受威胁种，哺乳动物和两栖类则更为严重，受威胁种各占22%和29%（数据来源www.iucnredlist.org）。表5.1显示了一些受灭绝威胁程度较高的动物类群，例如海龟、海牛和犀牛等。植物种也不容乐观，特别是裸子植物（松柏类、银杏和苏铁）及棕榈植物中的一些渐危种。对于诸如真菌、鱼和昆虫这些不甚了解的类群，许多物种的灭绝风险还不能确定。

表 5.1

动植物主要类群中受灭绝威胁的物种的数目

类群	种的近似数目	受灭绝威胁的物种的数目	受灭绝威胁的物种的百分比
脊椎动物			
鱼类	30 000	1 201	4*
两栖类	6 199	1 808	29
爬行类	8 240	422	5*
鳄鱼	23	10	43
龟	212	132	62
鸟类	9 956	1 217	12
水鸟	167	27	16
海燕和信天翁	130	59	45
哺乳动物	5 416	1 094	22
灵长类	296	114	39
海牛	4	4	100
马、貘和犀牛	15	12	80
植物			
裸子植物	980	305	33
被子植物	258 650	7 899	3*
棕榈植物	357	238	67
真菌	16 000	1	0*

数据来源：国际自然与自然资源保护联盟IUCN 2007（www.iucnredlist.org）

*低百分比反映了数据不充分，归因于已评估的种数目太少

5.2.1 水生环境中的物种灭绝率

虽然获得了大量关于陆生生物灭绝的信息，但是我们对海洋生物方面却知之甚少，仅有 14 种被证实灭绝，其中哺乳动物 5 种、鱼类 1 种和软体动物 4 种（Carlton et al. 1999）。因为缺乏对海洋生物物种的详细研究，我们极有可能低估了这些数据（Edgar et al. 2005）。同时，这可能也反映了海洋生物抗干扰能力较强。海洋生物种的消亡，其意义比字面上反映的数目更为重大。许多海洋哺乳动物是顶级捕食者，其灭绝对整个海洋群落有着非常重大的影响。此外，当前承认的广布种可能是由许多形态相似的物种组成，其中多数是稀有种或受威胁种。过去，我们想当然地认为在广袤的海洋中生物似乎不可能灭绝，时至今日很多人依然持有这种观点。然而，随着海岸水域的严重污染和海洋生物的过度捕捞，大洋中的生物也难逃灭绝。由于人类活动（例如过度捕捞），海洋中鲸和大型鱼的种类已经衰减了 90%。

与陆生生物的灭绝相比，多数淡水鱼类的灭绝发生在大陆地区而非岛屿中，这是因为它们大多数种类生活在大陆水域中。北美有 1/3 以上的淡水鱼种类濒临灭绝（Moyle and Cech 2004）。加利福尼亚州因大力发展工业致使水资源匮乏，从而造成该地区淡水鱼种类渐危，67 种本地淡水鱼中，10% 已经灭绝，58% 濒临灭绝。大量鱼类和水生无脊椎动物（如软体动物）由于受到堤坝、污染、灌溉工程、外来种侵入和生境破坏的影响也濒临灭绝。

5.2.2 岛屿上的物种灭绝率

岛屿上的陆生生物灭绝率最高是不足为怪的，因为岛屿生物赖以生存的地方有限，种群规模和数目均较小。多数物种是地方特有种，仅发现于一个特定的产地，尤其容易灭绝（表 5.2）。大洋岛屿上的许多地方特有种濒临灭绝。

尽管岛屿仅占陆表面积的一小部分，可是自 1600 年以来已知的陆生生物灭绝种中，几乎一半都是岛屿生物。岛屿生物通常在演化和成种过程中没有过多的竞争者、捕食者和疾病。当人类把外来生物从大陆引入岛屿时，这些岛屿特有种因为缺乏竞争能力而大量消亡。人类来到一个岛屿之后不久，经常因狩猎而造成动物种的灭绝率达到最高，随后当大量渐危种消失之后动物种的灭绝率呈现下降趋势。岛屿上植物种也因为生境遭到破坏而面临灭绝的威胁。在马达加斯加，9 000 种植物中有 72% 是地方特有种，其中 189 种濒临灭绝。许多狐猴种类（见图 4.6）也是马达加斯加的特有种，其中一些是受威胁种。总体上，人类在岛屿上生活的时间越长，生物灭绝的百分比就越高。

需要引起注意的是，虽然过去生物灭绝主要发生在岛屿上，但由于人类活动而造成热带雨林和其他生态系统的消失，将来生物灭绝会日益发生在大陆地区。因此，我们从岛屿生物灭绝上得到的教训同样适用于广阔的大陆地区。

表 5.2

一些岛屿和群岛上的特有植物种

岛屿	本地种	特有种	特有种百分比
斐济	1 307	760	58
英国	1 500	16	1
新西兰	2 160	1 942	90
牙买加	2 746	923	33
所罗门岛	2 780	30	1
斯里兰卡	3 000	890	30
古巴	6 004	3 229	54
菲律宾	8 000	3 500	44
马达加斯加	9 000	6 500	72
澳大利亚	15 000	14 074	94

数据来源：世界资源研究所（World Resources Institute）1998

5.2.3 岛屿生物地理学和灭绝率预测

生物学家注意到岛屿面积与岛屿上栖息的物种数目之间存在密切关系，MacArthur 和 Wilson（1967）据此提出岛屿生物地理学模型。岛屿上的物种数目可通过该岛屿面积来预测，岛屿越大，岛屿上生活的物种数目就越多（图 5.4）。物种 – 岛屿面积的关系还可用来预测岛屿生境遭到破坏时物种的灭绝数目和百分率（Gurd 2006）。如果生境面积减少 50%，将有 10% 的物种消亡，而生境面积减少 90%，就会有 50% 的物种消失（图 5.5）。岛屿上自然生境面积的减少将会使该岛屿上生活的物种数仅等同于一个较小面积的岛屿上栖息的物种数。最近的研究表明，岛屿物种多样性与迁入率、成种率以及大陆物种多样性正相关，而与灭绝率负相关，岛屿上的特有种和成种率成正比，但随着物种更替率（即物种迁入率和灭绝率的总和）而减少。当成种率大于灭绝率的 1/2 时，成种事件对单位时间内岛屿物种多样性的贡献最终将超过迁入的贡献，临界时间取决于迁入率、灭绝率和成种率，而与岛屿物种多样性无关（Chen and He 2009）。

岛屿生物地理学模型非常有用，因为它可以进一步应用于国家公园或自然保护区的实践工作。保护区可视为茫茫“沙海”中的“绿洲”。岛屿生物地理学模型预测，当一个岛屿或栖息地面积有一半遭到破坏时，岛上大约有 10% 的物种将会消失。假如这些物种是地方特有种，它们就会灭绝。当岛屿生境有 90% 遭到破坏时，岛上将有 50% 的物种消失；岛屿或栖息地面积有 99% 遭到破坏时，物种将消失 75%。在过去 180 年，新加坡消除了原有

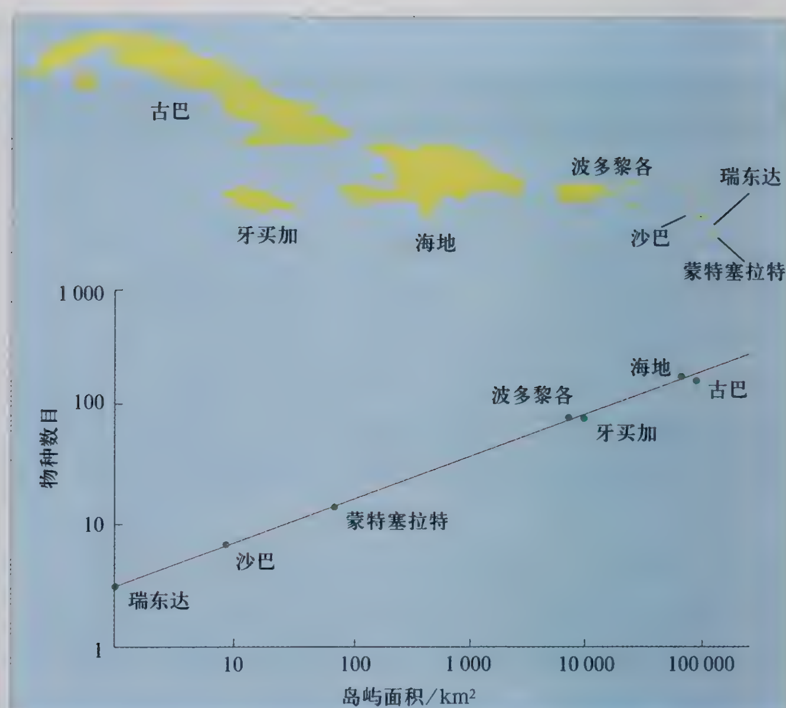


图 5.4 西印度群岛7个岛屿上爬行类和两栖类的物种数目。大岛（如古巴和海地）远比那些小岛（如萨巴岛和瑞东达岛）上栖息的物种多（引自 Wilson 1989）

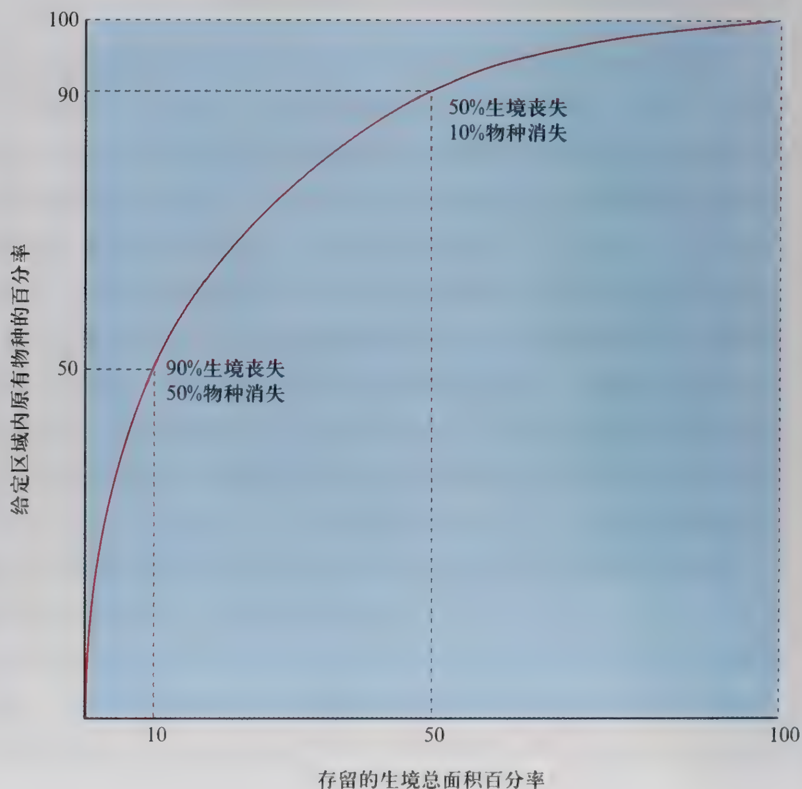


图 5.5 根据岛屿生物地理学模型，一个地区的物种数目是渐进增加的。如图所示的红色曲线，物种数先急剧增加，而后趋于平稳。如果生境面积减少50%，将有10%的物种消亡，而生境面积减少90%，就会有50%的物种消失。该曲线形状随地区和种群的不同而变化，但该模型总体上显示了生境消失和物种消亡之间的相互关系

森林覆盖的 95%。基于岛屿生物地理学模型，这将导致约 30% 的森林物种从新加坡消失。事实上，从 1923 年到 1998 年新加坡本土鸟类有 32% 已经消失，灭绝率较高的是林栖的食虫鸟类和大型地栖鸟类（Castelletta et al. 2000）。

要点：岛屿生物地理学模型 [illegible]

基于生境消失量的灭绝率预测变化相当大，因为每一个物种和面积的关系都是独一无二的。据估计世界每年有 1% 的热带雨林遭到破坏，Wilson（1989）预测全球 500 万物种（大多数是昆虫）中每年将有 0.2%～0.3%（大约 10 000～15 000 个物种）消失，这意味着每天将有 34 个物种从地球上消失。估计到 2050 年，热带非洲物种灭绝率将达到 35%，热带亚洲为 20%，热带美洲 15%，其他地区 8%～10% [千年生态系统评估 Millennium Ecosystem Assessment（MEA）2005a]。实际上，灭绝率可能将会继续上升，因为森林破坏率在那些拥有较多珍稀物种的国家最高，建设道路和开发工程导致大面积的林区破碎化日益严重（Laurance 2007）。如果这些“热点”地区（尤其是富含地方特有种的地区）能受到保护的话，灭绝率可能就会降低。无论如何估计，成千上万的物种在未来 50 年将趋于灭绝，它可能成为继 6 500 万年前白垩纪末生物集群灭绝之后最严重的一次。

另外，我们还可利用熟悉的物种类群来预测灭绝率。这种方法研究诸如生境、种群数目和物种的地理分布等随时间而衰退的情况，它利用实验信息对数目较少的物种将来的灭绝率做出更精确的预测。当估计的生境消失量和岛屿生物地理学模型应用于某一地理区时，所预测的物种灭绝数相当于当前灭绝物种或受威胁物种的数目（Brooks et al. 2002）。

保护生物学中有一个非常重要的问题，即“物种在生境面积减小或破碎化后多长时间内将灭绝?”，岛屿生物地理模型也无法对此做出预测。一些物种的小种群可能会存活数十年甚至上百年，但是最终难逃灭绝的厄运。例如，利用肯尼亚森林的破碎化程度来预测该地区鸟种类的灭绝率。对于那些注定要灭绝的物种，最乐观的估计是每 1 000 hm^2 碎化林中将有一半物种在 50 年内消失，每 10 000 hm^2 碎化林中将有一半物种在 100 年内消失（Brooks et al. 1999）。然而，每 100 hm^2 亚马逊碎化林中将有一半鸟类在 15 年内消失，即使碎化林面积达 10 000 hm^2，许多物种也将在 100 年内消失（Ferraz et al. 2003）。如果大量遭到破坏的生境随后能够恢复（例如近几个世纪的新英格兰和波多黎各），物种的小种群就可能在碎化林中存活下来，随后扩散到周围已经恢复的生境。尽管北美东部有 98% 的森林砍光了，但几百年来砍伐活动零零星星，总是保持着一半的森林覆盖，这为动物（如鸟类）提供了避难所。

5.2.4 局域灭绝

保护生物学除了重点研究全球性灭绝问题外，还非常关注正在经历一系列局域灭绝的物种（Farnsworth and Ogurack 2006）。原先广泛分布的物种后来仅局限于少数破碎化的



图 5.6 朱鹮（*Nipponia nippon*）是国家一级重点保护鸟类。20 世纪 50 年代以前曾广泛分布于日本、西伯利亚、朝鲜和中国的大部分地区。过度的经济开发和栖息地破坏导致西伯利亚、朝鲜和日本的朱鹮种群在 20 世纪相继灭绝。中国曾经一度视为灭绝的朱鹮于 1981 年在陕西洋县被重新发现，经过保护研究人员 20 多年的艰苦努力，中国朱鹮在就地保护和迁地保护方面均取得了巨大成功。截至 2004 年，野生种群和人工种群的数量分别达到了 360 只和 422 只（于晓平 2006；图片由李欣海惠赠）

生境。例如，朱鹮（*Nipponia nippon*）是一种中型涉禽（图 5.6），20 世纪初在中国、俄罗斯的西伯利亚、日本和朝鲜半岛还大量分布（李欣海等 1996）。环境的破坏导致朱鹮种群从 1960 年到 1980 年间相继从俄罗斯、朝鲜半岛和日本灭绝。1981 年，日本仅剩 6 只个体存活于佐度朱鹮饲养中心，但后来繁殖失败（于晓平 2006）。1981 年 5 月，在中国陕西省洋县发现了一个数量仅为 7 只的小种群（刘荫增 1981）。美国特产的甲虫（*Nicrophorus americanus*）曾遍布北美中部和东部，现在仅存 4 个孤立的种群，分布于中蒙大纳、南德克萨斯和南新斯科舍（Muths and Scott 2000）。局域灭绝严重威胁着生物群落。波士顿的米德尔塞克斯山地自然保护区在 1894 年有 338 种本土植物，过了 98 年普查后发现仅剩 227 种（Drayton and Primack 1996）。14 种消失的植物在 1894 年则列为“常见种”。该地区物种消亡的原因是多方面的，包括森林演替、野火、游客践踏、外来种入侵和生境破碎化等因素。印尼苏门答腊岛也发生了相似的局域灭绝事件，20 世纪 80 年代该地区尚有 12 个亚洲象种

群，但20年后却只剩下3个（Hedges et al. 2005）。

据估计，全球500万已知物种是由十亿个不同种群组成的，每个物种平均约有200个种群（Hughes and Roughgarden 2000）。种群的消失量大致相当于生境消失的比例，所以种群远比物种消失的速度快。当草原生态系统有90%遭到破坏时，植物、动物和真菌的种群也会随之消失90%。热带雨林拥有世界上至少一半的物种，每年正以1%的速率减少。这表明每年将有500万个（或每天约有13 500个）的种群消失。

> **要点**：物种丰富的热带雨林面积每年正以1%的速率减少，这相当于每天有13 500多个生物种群消失了。种群消失最终将导致物种灭绝。

大量的局域灭绝事件敲响了自然环境正在遭到严重破坏的警钟。我们必须采取行动阻止进一步的局域灭绝和全球性灭绝。地方性生物种群的消失不仅代表了生物多样性的丧失，也降低了该地区的科学、生态和社会价值。

5.3 物种对灭绝的脆弱性

当生态系统被人类活动破坏时，许多物种的生存范围和种群大小都会减少，一些物种将走向灭绝。为了防止灭绝，我们必须采取保护措施，对稀有物种进行仔细监护和管理。生态学家发现以下物种更容易遭受灭绝的威胁。

- 地理分布非常局限的物种。一些物种仅分布在有限地理区的一个或几个产地，一旦该地区遭到人类活动破坏，这些物种就可能发生灭绝。例如，大洋岛屿上的鸟类由于分布区局限而发生灭绝或濒临灭绝。许多鱼类因局限于某一湖泊或水域而灭绝。
- 仅有1个或几个种群的物种。任何物种的一个种群都有可能因为偶然事件而导致灭绝，例如地震、火灾、疾病暴发和人类活动等。种群数目越少，物种受灭绝的威胁就越大。寡种群的物种通常分布区也非常局限，例如大熊猫（图5.7）。

> **要点**：即使缺乏详细的数据，保护生物学家也可以通过鉴定容易灭绝物种的特征来预测渐危种的需求。

- 种群规模小的物种。小种群物种比大种群物种发生局域灭绝的概率高，因为它们更容易受到统计随机性、环境变化和遗传变异性丧失的影响。小种群物种（如大型食肉动物）通常比大种群物种更容易发生灭绝，有时这些物种数急剧衰退，仅剩下少数个体。
- 种群大小正在衰退的物种。种群变化的趋势一般会持续发展。因此，如果不能通过保护管理来鉴别和回答种群衰退的原因，那么这些物种将很有可能灭绝（Peery et al. 2004）。
- 被人类捕猎或采集的物种。过度捕猎会导致一个物种的种群迅速变小。如果没有管理捕猎活动的法律和法规，物种就会发生灭绝。物种的不当利用经常是它们灭绝的前奏。



图 5.7 大熊猫（*Ailuropoda melanoleuca*）是世界上最珍贵的熊科动物之一，主要分布在我国四川、甘肃和陕西省的个别崇山峻岭地区，数量十分稀少，属于国家一类保护动物，称为“国宝”。人类活动和森林砍伐等造成的栖息地消失、过度捕捉和盗猎、种群小而分散孤立、生殖率低和近交衰退以及食物匮乏等是造成大熊猫濒危的主要因素（图片由王朗保护区、北京大学惠赠）

虽然一些物种不能归入上述 5 个范畴，但它们也具有与灭绝相关的一些特点。

- 需要较大生活空间的物种。某些动物个体或群居的物种需要较大的生境，一旦人类活动破坏了它们的部分生境，这些物种就很容易灭绝。
- 体型较大的动物物种。大型动物个体需要较大的生境和较多的食物，但它们生育率低，而且容易被人类捕猎。顶级食肉动物与人类存在较强的竞争关系，有时还会危害家畜，因此它们常被人类所猎杀。生物类群中体型最大的物种最有可能灭绝，即最大的食肉动物、狐猴和鲸最容易走向灭绝。
- 不能有效扩散的物种。环境变化迫使物种在行为或生理方面必须适应新的生境条件。不能适应环境变化的物种要么迁移到其他适宜生存的生境，要么面临灭绝。生物经常无法适应由于人类活动而造成的环境剧变，因此迁移是它们唯一的选择。当原来的生境遭到破坏、污染、外来种入侵、全球气候变化等事件影响时，那些无法穿越道路、农田和其他扰动生境的物种将注定要灭绝。扩散在水生环境中也非常重要，因为堤坝、污染源、渠道和沉积物经常会阻碍生物的活动。双壳类和腹足类等淡水

动物群之所以比飞行的蜻蜓更容易灭绝或受到灭绝的威胁，是因为它们扩散能力有限，而且需要比较特化的生境。

- 季节性迁徙的物种。季节性迁徙的物种需要两种或多种生境类型，如果其中一种生境遭到破坏，这些物种可能就无法生存（见图 5.2）。例如，每年有 120 种、10 亿只鸣禽在美国北部和热带美洲之间迁徙，它们的生存和繁殖依赖于这 2 个地区以及迁徙路线上的适宜生境。另外，物种所需生境之间如果有障碍物（如道路、栅栏或堤坝）阻止其扩散，那么它们就可能无法完成生活史。鲑鱼由于受到堤坝阻止而无法游到河的上游去产卵，就是一个典型例子。
- 遗传变异低的物种。种群内的遗传变异常能保证一个物种适应变化的环境。环境中出现新的疾病、捕食者或其他变化时，遗传变异性较小的物种就更容易灭绝。
- 需要特化生境的物种。一旦生境改变了，环境就不再适合特化种的生存。例如，湿地生物青蛙和鱼类需要非常特别的水环境，人类活动如果改变了其生境的水文和化学性质，它们可能就会迅速灭绝。食性高度特化的物种也比较容易灭绝。例如，一些螨类的种仅仅依赖以某一种鸟类的羽毛为生。如果这种鸟类灭绝了，这些螨类也无法存活。
- 发现于稳定、原始生境中的物种。许多物种发现于扰动极小的环境，例如原始的热带雨林和温带落叶林深处。如果这些林地遭到破坏（如砍伐、放牧、火灾和其他变化等），许多本土种就无法适应改变后的小气候条件（光线增多、湿度减小和温差大；见图 4.10）以及外来种侵入。
- 暂时或长期群集的物种。某些特殊生境中群集的物种极易发生局域灭绝。例如，蝙蝠虽然分散觅食，但通常成群栖息在一起，尤其是部分在洞穴中生活的种类。猎捕者如果白天进入蝙蝠栖息的洞穴，就能迅速杀死种群中的每一个个体。人类经常捕猎野牛群、候鸽群、产卵的鱼群，用作食物、消遣或其他活动。当种群大小降到一定数目以下，许多群居的动物种就无法觅食、交配或保护自己，种群最终将会消失。
- 在人类活动触及范围之外演化的物种。经历过人类扰动的物种比那些在人类以及相关驯化生物生活范围之外演化的物种有着更多的生存机会（Balmford 1996）。
- 与近来的灭绝种或受威胁种密切相关的物种。例如，非人灵长类、鹤、海龟和苏铁等生物特别容易灭绝，因为它们具有一些上面提及的特点。

迄今，我们对已经鉴定的大多数受威胁种做了比较详细的研究，特别是脊椎动物。因为只有非常了解一个物种，才能认识它所面临的危险（Duncan and Lockwood 2001）。否则，我们决不能轻言一个物种或类群没有受到灭绝的威胁。物种知识的匮乏只能敦促我们尽快研究那些不太了解的生物。

5.4 小种群问题

我们经常呼吁保护生物学家为濒临灭绝的物种提供一项保护计划。首先，一项充分的

保护计划要求在尽可能大的优质生境中保护尽可能多的个体。资金有限，还要有效保护物种免于灭绝，所以策划者、土地管理者、政治家和生物学家需要一个明确的指导方针。然而，经常事先没有指导方针，因为策划者开始工作时往往并不完全了解一个物种的分布范围和生境需求。例如，红冠啄木鸟需要多大面积的长叶松生境？为了确保这一物种的存活，需要保护多少个体呢？50、500、5 000、50 000 或更多？

其次，策划者需要一个折中的方案调和稀缺资源与人类需求之间的矛盾，既考虑经济发展的需求，又合理保护生物多样性。例如，辽阔的北极国家野生动物保护区生存着北美驯鹿及其他野生生物，保护这些野生生物和利用当地丰富的自然资源在美国就颇有争议。

要点：制定一项物种的保护计划，首先必须确定个体的数目，即最小生存种群。然后，建立足够大的生境来维持这个最小生存种群的发展。

Shaffer 在 1981 年发表了一篇非常有影响力的论文，他提出了最小生存种群（minimum viable population, MVP）的概念，即确保某一物种长期存活所必需的个体数。"预先考虑了统计随机性、环境和遗传随机性以及自然灾变的影响，最小生存种群是以 99% 的概率存活 1 000 年的最小种群大小"。换句话说，最小生存种群是物种将来能以高概率生存下去所必需的最小种群。Shaffer 强调他的定义是尝试性的，认为存活率也可定为 95%、90%或其他百分比，时限同样也可以调整，例如 100 年或 500 年。重要的是，最小生存种群分析能够让科学家定量估计物种长期存活所必需的种群大小。

Shaffer（1981）把保护最小生存种群比作防汛。规划防汛系统和调整湿地建筑时单凭年均降雨量作为指导是不够的，我们需要有一项长远的防汛计划，即如何应对 50 年一遇的洪灾。在自然保护中，必须认识到一些特定的灾变事件（例如飓风、地震、森林火灾、火山爆发、流行病以及饥荒）是随机发生和不可预见的。为了制定一项保护濒临灭绝物种的长期计划，我们必须在风调雨顺和自然灾害的年份里都做好准备工作。

准确估计某一物种的最小生存种群大小往往需要详细的统计学研究以及环境分析。统计学（demography）是基于种群的大小、分布和组成（包括性别、年龄等）的量化研究。这种研究不但耗费资金，而且需要数月甚至数年的时间，具体细节将在第 6 章讨论。基于对 200 多个物种的详细数据分析，大多数最小生存种群值在 3 000～5 000 的范围内，平均值为 4 000（Traill et al. 2007）。对于种群大小变化非常大的物种，例如某些无脊椎动物和一年生植物，保护一个约 10 000 个体的种群可能是比较有效的策略。

不幸的是，许多物种的种群大小比最小生存种群的推荐值还要小，特别是濒危种。例如，澳大利亚西南部沼泽中生活着 2 种稀有的穴居蛙（*Geocrina*），调查后发现其中一个种的 6 个种群中有 4 个种群个体数少于 250 只，而另一个种的 51 个种群中有 48 个种群个体数少于 50 只（Driscoll 1999）；大多数加勒比海龟巢穴中产卵雌龟每年不到 100 只，许多巢穴中的个体不到 10 只（McClenachan et al. 2006）。

野外研究证实小种群特别容易受到灭绝的威胁。例如，关于美国西南部荒漠中加拿大盘羊（*Ovis canadensis*）的 120 个种群的研究。其中一些种群跟踪研究了 70 年，结果表明

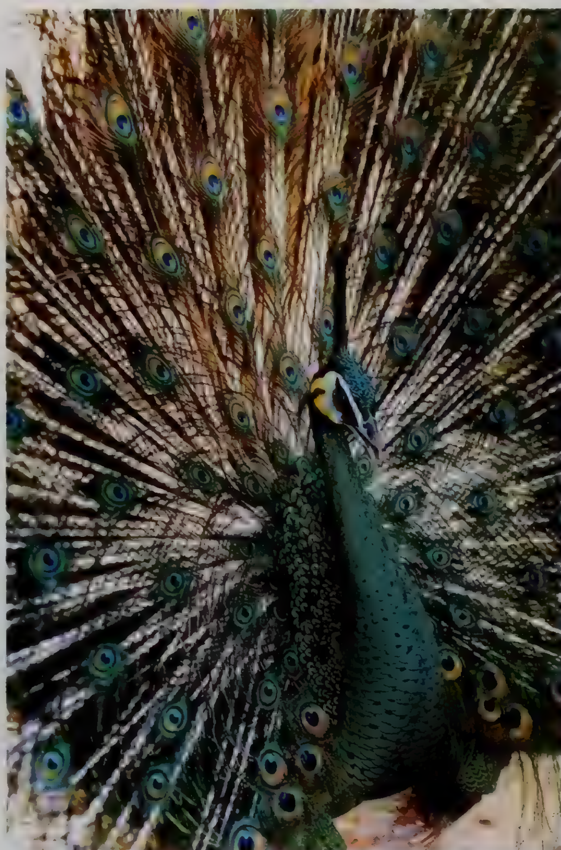


图 5.8 绿孔雀（*Pavo muticu*）是国家一级保护动物。分布于云南的绿孔雀种群小而且呈点状隔离分布，近交衰退严重、遗传多样性匮乏，而且性成熟期长、生殖率低，加上栖息地生境破坏、瘟疫突发、农药污染和过度捕杀等因素，它已成为濒危种（图片由杨晓君惠赠）

在 50 年内个体少于 50 只的种群灭绝了，而同一时期个体多于 100 只的种群活了下来（Berger 1999）。

尽管许多因素不利于小种群的存活，但政府机构采取了有效的生境保护措施，并额外放养一些动物，这使得原本可能灭绝的加拿大盘羊小种群存活下来。

通过对加利福尼亚海岸附近群岛上鸟类的长期研究，进一步支持大种群有利于种群存活的观点。个体 100 对以上的鸟类种群存活 80 年的概率为 90%（Jones and Diamond 1976）。虽然机会不偏爱小种群，但它们有时却活了下来。许多鸟类的种群仅有 10 对个体，但也存活 80 年之久。当然，鸟类飞来飞去，即使局域灭绝后，它们也很容易迁徙到别的地区。然而，那些活动能力差的物种就很容易灭绝。

如果确定了一个物种的最小生存种群值，我们就可以通过研究濒危种的种群和个体的巢域大小来估计最小动态区（minimum dynamic area, MDA），即维持最小生存种群所必需的适宜生境面积。例如，在非洲的保护区中许多小型哺乳动物种群需要 100～1 000 m^2 的最小动态区（Schonewald Cox 1983），而大型食肉动物（如狮子）则需要 10 000 m^2。

尽管有例外，但是大多数物种的保护都需要大种群，而小种群的物种容易濒临灭绝。例如，绿孔雀（*Pavo muticu*）分布于印度东北部至中国云南、东南亚及爪哇。云南南部、中南部和西部的热带、亚热带地区生活着美丽的绿孔雀，现存种群数量约为 800～1 100 只（文贤继等，1995）。由于它的羽毛多彩美丽，历来成为高档的装饰品，并因此招致厄运（图 5.8）。小种群数量上迅速衰退和局域灭绝有 3 个主要原因：

1. 遗传变异性的丧失以及相关的近交衰退和遗传漂变问题；
2. 出生率和死亡率的随机变化造成统计随机性波动；
3. 捕食、竞争、疾病、食物供应以及无常的自然灾害（如火灾、风暴和干旱）导致了环境的波动。

5.4.1 遗传变异性的丧失

遗传变异对于种群能否适应变化的环境尤为重要（见第2章)。具有某一等位基因或等位基因组合的个体特征可能恰好有利于在新的条件下生存和繁殖（Frankham 2005；Willi et al. 2006；Allendorf and Luikart 2007)。在一个种群内部，特异的等位基因频率可能从常见变为罕见。在小种群中，等位基因频率在两代之间的变化仅仅是由于偶然性，即哪些个体进行了交配并留下后代，这称为遗传漂变（genetic drift)。遗传漂变和自然选择是2个相互独立的过程。自然选择是种群对特定环境因子做出响应而发生的变化。当等位基因在小种群内出现的频率很低，那么仅仅由于偶然性它就极有可能在每代中丢失。Wright（1931）认为在一个孤立的种群内每个基因座上有2个等位基因，他把相同基因座上有2种不同等位基因形式的个体所占的比例定义为杂合度（heterozygosity, H)，而能育成体的种群表示为 N_e，即有效种群大小。Wright 用公式 H=1–1/（2N_e）表示种群经过一代后杂合度的大小。根据该公式，个体数50的种群经过一代后，其杂合度为初始的99%，1%为丧失的少量稀有等位基因；当经过10代后，杂合度为最初的90%。然而，个体仅有10个的种群经过一代后，杂合度为最初的95%，经过10代后则为60%（Meffe and Carroll 1997)。

遗传变异性在孤立的小种群里丧失得非常严重，尤其是在岛屿和破碎化生境中。然而，种群间个体的迁移和基因的正常突变趋向于增加种群的遗传变异性，从而平衡了遗传漂变的影响。自然界每代基因座的突变率在1/10 000到1/1 000 000之间，它在大种群里可以补偿等位基因的随机丢失，但对于个体数为100或100以下的种群，自然突变率却微不足道。幸运的是，即使种群间少数个体的基因交流也能使小种群内遗传变异性的丧失最小化（Wang 2004；Huang et al. 2009；图5.9)。就个体数约有100的孤立种群而言，即使每代仅有1～2个迁入者，遗传漂变的影响都会大大降低。

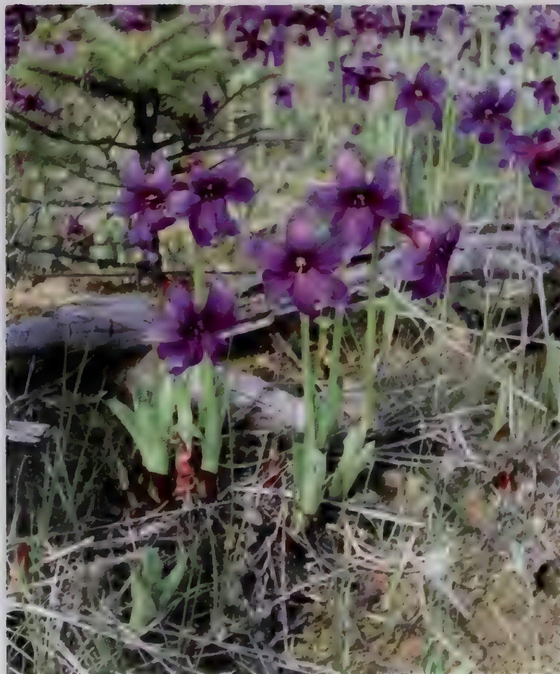


图5.9 长柱独花报春（*Omphalogramma souliei*）是一种极度濒危的多年生草本植物，仅分布于中国西南部的高山地区。根据最近5年的调查，该植物的野外存活个体不到2 000株，目前仅发现3个种群，分布于云南丽江维西分水岭（约20株)、维西栗地坪（约1 000株）和丽江甘海子（约20株)。群体遗传学分析表明，长柱独花报春的种群内遗传多样性水平低、种群间迁移率低，但由于物种多倍化等因素这些种群间的遗传分化水平高（Huang et al. 2009；图片由黄媛惠赠）

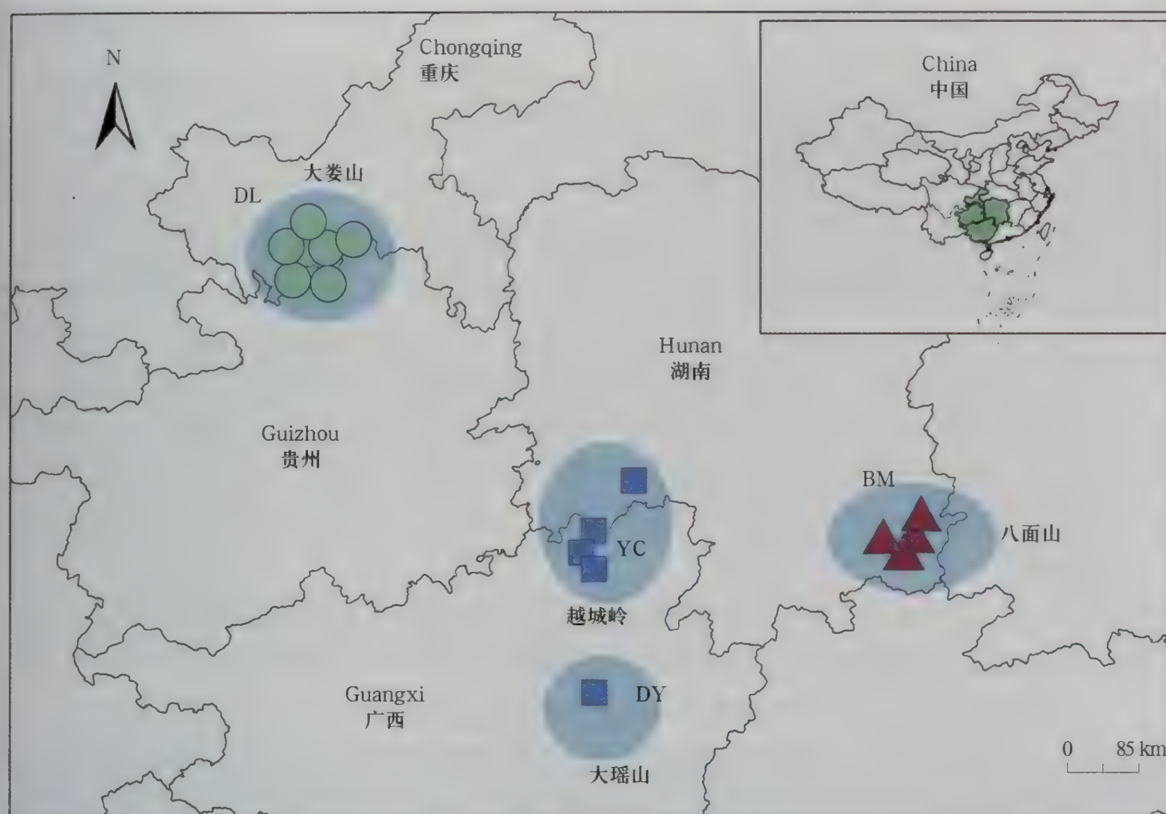


图 5.10 银杉（*Cathaya argyrophylla*）第四纪冰期的 4 个子遗避难所。图中三角、方块和实心圆代表现存种群，3 种不同形状代表不同的线粒体单倍型（Wang and Ge 2006；图片由葛颂惠赠）

野外数据还显示，种群越小等位基因丢失得也越快。例如，新西兰亚高山带的罗汉松科毕氏哈罗果（*Halocarpus bidwillii*）风媒传粉、雌雄异株，它的种群分布得比较分散。为了检测其遗传变异性，对个体数从 10 到 400 000 的种群做了蛋白电泳分析，发现种群大小与遗传变异性密切相关，大种群的杂合度和多态性基因百分比都最高，每个基因座上等位基因的平均数最大（Billington 1991）。个体数小于 8 000 的种群都显示了遗传变异性的丧失，而最小种群的遗传变异性最低。小种群有时缺乏遗传变异性。例如，澳大利亚的瓦勒迈杉（*Wollemia nobilis*）在相邻的 2 个种群中仅有 40 株个体，经过广泛调查后发现这一特有种缺乏遗传变异性（Peakall et al. 2003）；中国特有裸子植物银杉（*Cathaya argyrophylla*）的种群孤立地分布于重庆和贵州交界的大娄山、湖南和广西交界的越城岭、广西中东部的大瑶山以及湖南西南部的八面山。分子群体遗传学研究表明，上述种群被保留在自第四纪冰期以来 4 个相互隔离的孑遗避难所中，群体内遗传多样性低、群体间分化大，从而出现近交衰退、散布能力差、生殖和存活率低等衰退现象，加上所处生境破坏和破碎化等诸多因素，银杉的所有种群都有面临灭绝的危险（Wang and Ge 2006；图 5.10）。

小种群对许多有害的遗传效应（如近交衰退、进化可塑性的丧失以及远交衰退）非常敏感。这些因素可能导致种群大小下降，从而造成随后世代遗传变异性更多的丧失，进一步加大了灭绝的可能性（Frankham 2005）。

要点： 一旦小种群的遗传变异性丧失，其种群大小很可能迅速减小，以后每代的遗传变异性都会相继减少。

近交衰退

大多数自然种群通过多种机制避免近亲交配。多数动物种的大种群内，个体通常不会与近亲交配，它们往往是从自己的出生地扩散后寻找配偶，或者通过行为限制、特殊气味和其他感应信号来避免近亲交配。许多植物通过一些形态学和生理学机制促进异花授粉。某些情况下，尤其是当种群太小以至于没有其他可交配的个体存在时，这些机制就无法阻止近交。动物亲本与子代的交配、子代及其近亲的交配或一些植物种的自交均可导致近交衰退（inbreeding depression），其特征是后代较少、死亡率较高、生活力弱、不育或交配成功率低（图 5.11；Willi et al. 2006）。

关于近交衰退，最为合理的解释是近交使双亲携带的有害隐性等位基因得以遗传并表达。就动物园里圈养小种群以及驯养种群的繁殖计划而言，近交衰退是一个严峻的问题。近交衰退造成下一代的个体数更少，进而导致随后世代更为严重的近交和近交衰退。

Johnson 和 Dunn（2006）研究了伊利诺伊州大野鸡（*Tympanuchus cupido pinnatus*）一些孤立的小种群，它们显示了遗传变异性下降和近交衰退，包括繁殖率低和孵化率低。然而，如果把来自大种群、遗传多样性丰富的个体放入小种群时，这些野鸡小种群的卵孵化率就恢复了，种群的个体数也开始增加，这说明了保护遗传变异性的重要性。

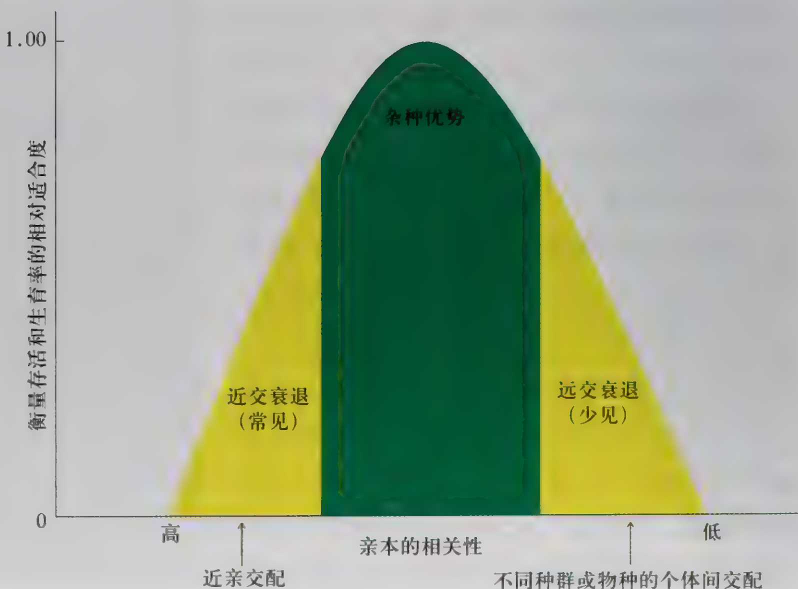


图 5.11 通过衡量存活和生育率（生育后代的数目），同种内的不相关个体交配后产生的后代的适合度高。近亲交配或自交经常导致适合度降低。不同种群或物种的个体间交配有时会导致适合度降低（引自 Groom et al. 2006）

进化可塑性的丧失

进化不是定向的。也就是说，个体和种群不能适应它们尚未经历的生存条件，所以遗传变异性对一个物种的长期生存非常重要。少数个体携带的稀有等位基因或等位基因异常组合是无害的，虽然这些基因的优势不能立即出现，但可能在将来的某一环境条件下表达其独特的适应性。如果这种等位基因或组合确实有利，那么它们在种群中的频率会通过自然选择迅速增加，因为携带有这种基因或组合的个体更有可能成功存活并繁殖，并将它们传给后代。

遗传变异性的丧失导致小种群对环境变化（如化学污染、新的病原体及全球气候变化）的响应能力非常有限（Willi et al. 2006）。遗传变异性是种群适应长期环境变化所必需的，小种群比大种群的遗传变异性更容易丧失，因此它们也就更容易走向灭绝。例如，普氏原羚（*Procapra przewalskii*）现仅生存于青海省青海湖东北部及西部的鸟岛、察拉滩和小北湖一带，而且受到人类活动的严重影响它们被分隔成 4 个孤立的小种群，数量不足 300 只（蒋志刚等 1995）。这些种群间基因交流很少，种群内核苷酸多样性非常低（小于 0.004）（Lei et al. 2003）。目前，普氏原羚已经列为极危物种（图 5.12）。



图 5.12 普氏原羚（*Procapra przewalskii*）是我国特有的有蹄类动物，目前仅有 4 个孤立的小种群分布在青海湖沿岸。由于人类活动（兴建房屋和开垦耕地等造成栖息生境破碎化、无采食场所和猎杀）的严重影响和小种群遗传变异性匮乏等因素，普氏原羚濒临灭绝（图片由蒋志刚惠赠）

远交衰退

不同物种的个体在野外很少交配。生态、行为、生理以及形态隔离机制确保了同种个体之间进行交配。然而，当一个物种很少或其生境遭到了破坏，或者无法找到同种内的交配个体时，它可能就会与近缘种进行交配。这样产生的后代往往显示出远交衰退(outbreeding depression）的特征，例如生活力较弱、不育或缺乏对环境的适应性。远交衰退可能是由于不同亲本遗传的染色体及酶系统不相容而引起的。

不同亚种、同种的异质基因型、甚至不同种群间的交配都可能产生远交衰退，例如圈养繁殖计划中或不同种群的个体圈养在一起时会发生远交。不同基因型的杂交后代不太可能产生准确的基因组合，因此它们在特定的条件下不能成功存活和繁殖（Goldberg et al. 2005)。然而，许多研究还无法论证动物中的远交衰退。实际上，研究发现某些杂交种比其亲本具有更强的生活力，即所谓的杂种优势（hybrid vigor)。因此，在种群保护计划中远交衰退比近交衰退受到的关注要少。

5.4.2 有效种群大小

维持遗传变异性需要多少个体？基于对驯养动物繁育和果蝇突变率的研究，Franklin (1980）提出 50～500 个生殖个体可能是一个种群避免近交衰退、维持遗传变异性的最小值，这一数值范围被称为“50/500 规则”。虽然该规则假定种群中所有生殖个体交配和产生后代的概率是相同的，但实际上许多个体由于健康状况差、不育、营养不良、体型较小或群居结构不利于发现交配个体等因素，可能不产生后代。生境的退化和破碎化导致了许多不利因素的产生和恶化。此外，许多植物、动物、真菌、细菌和原生生物的种子、孢子或其他生活阶段在土壤里或水下进行休眠，直到适宜的生存条件出现时才开始生长发育，因此它们的实际种群大小很难估计。

要点：当一个群体生殖量变化大、性别比率不等、种群产生波动和瓶颈效应时，其有效种群大小 N_e 远小于总种群大小 N。

许多貌似育龄的个体在某一时期并不能进行繁殖，因此总种群大小（N）通常明显大于有效种群大小（effective population size, N_e）（即对种群基因库有贡献的能育个体数）。种群的遗传变异量是有效种群大小的函数，即使总群体很大，遗传变异性的丧失也非常严重。野生生物的有效种群大小平均仅为总群体大小的 11%（Frankham 1995)。因此，个体 300 只的动物种群看似很大，但如果其有效种群大小仅为 33（即总种群大小的 11%)，那么它仍然面临遗传变异性丧失和灭绝的危险。如果一项保护计划的目标是 5 000 个生殖个体，那么它的有效种群大小约为 550 个。

生殖量上的差异

许多物种后代的存活数由于受到偶然性、生理或环境制约因素（如食物供应的变化）

的影响而表现出实质性的个体差异，从而影响了有效种群的大小。该现象在植物中非常显著。大多数个体仅产生少量种子，但少数生长条件好的个体则产生数以千计的种子。后代生殖量不等会显著降低有效种群的大小 N_e，因为少数亲代个体在子代基因库中的表达不成比例。

性别比率不等

由于偶然性、环境因子、选择性死亡或人为捕猎某一性别的个体，种群可能由不等的雌雄个体组成。例如，单配生殖（monogamous，即雌雄个体长期配对）的鹅群，如果它由 20 只雄性和 6 只雌性组成，就只有 6 对个体进行交配（Gerber 2006）。在这种情况下，有效种群的大小为 12，而不是 26。

有些动物种的个体生理上虽然能够交配，但群居系统阻止了个体间随意交配。例如，一头占统治地位的雄性海象拥有一大群雌性海象，并阻止其他雄性海象与这些雌性海象交配。非洲豺狗种群中占据统治地位的雌性担负了所有生育后代的责任。

不等的可育雌雄个体数和有效种群大小 N_e 的关系可用以下公式来表示：

$$N_e = \frac{4\ (N_f \times N_m)}{N_f + N_m}$$

其中 N_m 和 N_f 分别表示可育的雌雄个体数。总体上，当可育个体的性别比率日益不等时，有效种群大小与可育个体数的比值（N_e/N）会下降。例如，在印度的贝里亚尔老虎保护区，偷猎者为了获取象牙而猎杀雄象。1997 年，保护区有 1 166 头大象，其中有 709 头育龄成体（Ramakrishnan et al. 1998）。然而，这些育龄成体中 704 头是雌象，只有 5 头雄象。尽管象群的个体总数很大，但利用上面公式算出的该象群的有效种群大小仅为 20 头。

种群波动和种群瓶颈

有些物种的种群大小在世代间变化非常显著。例如，蝴蝶、其他昆虫、一年生植物和两栖动物。如果种群大小变化大起大落，其有效种群大小就更接近于个体数的最低值，并由种群个体数最小时决定。

即使物种的种群大小没有发生剧烈波动，种群数显著下降的单一世代中有效种群大小值也会降低，这一现象称为种群瓶颈（population bottleneck）。如果携带稀有等位基因的个体未能存活或繁殖，这些基因在种群中就会丢失（Jamieson et al. 2006；Roman and Darling 2007）。携带的等位基因越少，种群的总适合度就越低。如果种群大小连续几代都很小（个体不到 10 个），种群的瓶颈效应就会非常严重。这种情况在自然界偶有发生。由于生境破坏和杀虫剂污染，毛里求斯的茶隼（*Falco punctatus*）数量逐渐衰退到 4 只，其中仅有 1 对可育个体。

奠基者效应（founder effect）是瓶颈效应的一个特殊范畴，指少数个体离开种群建立一个新种群。在极端情况下，一个怀孕的雌性，一对动物种个体或一粒种子都能建立一个全新的种群。与原有的大种群相比，新种群的遗传变异性明显较小。这种瓶颈效应会在由少数个体建立起来的圈养种群中发生，例如美国斯氏瞪羚（*Gazella spekei*）的圈养种群，由 1 只雄性和 3 只雌性组成。

坦桑尼亚恩戈罗戈罗火山口的狮子（*Panthera leo*）可作为种群瓶颈效应的研究实例（Kissui and Packer 2004）。1962 年之前，狮群由 60～75 头个体组成。然而，螯蝇的爆发导致种群个体锐减到只有 9 头雌狮和 1 头雄狮。2 年后新迁入 7 头雄狮，此后再也没有新个体迁入。1964 年之后，种群的数量有所增加。1983 年种群个体最多，有 125 头。然而，与其他狮群相比，恩戈罗戈罗火山口狮子的遗传变异性很低、精子高度异常，生育率低，幼狮死亡率高，而且它们很容易受到外界的影响。从 2001 年 2 月到 2003 年，由于受到火山区附近家犬瘟热病毒的影响，该种群个体数从 63 头锐减为 34 头，其中育龄成体不到 20 头。种群太小、产地孤立、无新个体迁入和疾病明显造成了恩戈罗戈罗火山口狮群的瓶颈效应及随后遗传变异性的丧失。

以上例子证明有效种群通常明显小于总种群，尤其是当某一世代生育期的气候恶劣、非育龄个体数多、性别比率不平衡等诸多因素叠加后，有效种群大小就更低了。

5.4.3 种群统计随机性与环境随机性

环境随机性变化可以引起一个物种种群大小的变化。例如，濒临灭绝的兔种，其种群会受到食物丰度和捕食者数目波动的影响。自然环境的变化也可能强烈影响兔的种群。年均降雨量利于植物生长，兔群就会增长，而旱年则对植物生长不利，导致许多兔子饿死。环境随机性（environmental stochasticity）会影响种群中的所有个体，与统计随机性相关。种群统计随机性（demographic stochasticity）是某一特定种群随年份个体死亡率和出生率的变化。

种群统计随机性

在任何一个现实种群中，个体生育后代的数目都不等于平均出生率，有些个体不产生后代，有些个体产生的后代小于或大于平均值。同样，种群中的平均死亡率只能通过调查大量的个体来确定，因为一些个体早死，而另一些长寿。只要种群足够大，平均出生率和死亡率就可以作为衡量种群状态的准确且相对稳定的指标。然而，一旦种群个体数降到 50 以下，统计随机性就变得尤为明显，导致了随机的上下波动（Jacquemyn et al. 2007）。如果某年份环境因素导致了较高的平均死亡率或较低的平均出生率，从而造成种群数向下波动，那么来年变小的种群就会进一步发生波动。

要点：出生率和死亡率的随机波动、社会行为的变化、种群密度的下降、环境随机性都会造成种群大小的不稳定，从而导致种群的局域灭绝。

种群大小随机向上波动最终会受到环境承载量（即种群可持续发展的资源总量）的限制而再次向下波动。生境破坏和破碎化减少了种群所需的资源或增加了潜在的病原体，因而种群有可能进一步减小，甚至由于偶然因素灭绝。根据统计随机性，一年生植物和短命昆虫的出生率和死亡率变化较大，所以其种群很容易因统计随机性而灭绝。出生率低的物种（如大象），灭绝的可能性就更大，因为它们需要更长的时间从种群大小的随机下降中恢复过来。

种群密度和“阿利”效应

许多小种群不稳定，因为一旦种群密度低于某一水平，种群的相互作用（尤其是那些影响交配的因素）就会消减（Angulo et al. 2007）。种群大小、密度及其增长率之间的相互作用，称为“阿利”效应（Allee effect）。

“阿利”效应对小种群最重要的影响可能在于生殖行为。许多物种的种群广泛散布，例如熊、蜘蛛和老虎。一旦种群密度低于某一阈值，这些物种的个体就很难找到配偶。植物的种群大小和密度降低时，随着植物个体间的距离增加，传粉动物也很难为每一植株都授粉，从而导致传粉不充分和随后种子生产的衰退。在这种情况下，出生率将降低，种群密度也会降低，性别比例不等也会更加严重，从而导致出生率进一步降低。一旦出生率降为零，灭绝就不可避免。例如，深色海滩雀（*Ammodramus maritimus nigrescens*）的最后 5 只存活个体均为雄性，因此已经没有机会建立圈养繁育计划来挽救这个物种。

环境随机性与灾变

Menges（1992）通过建模研究表明，环境随机变化比统计随机性变化更容易引起中、小型种群灭绝率的增加。环境随机变化包括反季节天气延长、降雨量过多或不足以及灾变事件（如飓风和地震）。环境随机性会显著增加灭绝的风险，即使对个体数正在增加、生境稳定的种群也不例外。总体上，种群建模研究如果考虑环境随机性，就能更加真实地反映种群大小和增长率以及物种的灭绝率。

通过研究两年生草本植物葱芥（*Alliaria petiolata*），我们论证了种群大小和环境随机性之间的相互作用（Drayton and Primack 1999）。各种不同大小的种群被随机分配到对照组和实验组中，对照组的种群不作任何处理，而试验组在 4 年研究中每年通过根除开花植株来模拟旱灾或风暴对它们的影响。总体上，4 年中试验组的小种群（10 株个体）、中型种群（10～50 株个体）、大种群（多于 50 株个体）趋于灭绝的概率分别为 43%、9% 和 7%，而对照组的小种群、中型种群、大种群趋于灭绝的概率分别为 11%、0% 和 0%。虽然试验组中的所有开花植株连续 4 年都被根除，但大多数试验种群可以继续存活，这显然是因为土壤中存在大量的休眠种子。然而，小种群比大种群更加容易灭绝。

虽然自然灾害（如干旱、飓风和龙卷风、地震、火灾和厄尔尼诺事件）通常很少发生，

但是一旦发生就可能使种群的大多数个体迅速死亡，甚至可以使整个种群从一个地区消失（Vargas et al. 2007）。通过研究脊椎动物发现，灾变事件可以造成种群世代中约14%的个体死亡（Reed et al. 2003）。在数十年到上百年里，尽管自然灾害在某一地区和特定时间发生的概率很小，但还是很有可能发生的。

5.4.4 灭绝漩涡

遗传变异性丧失、统计随机性和环境随机性共同作用，其中一个因素引起的种群大小衰退，将会使种群更容易受到另外两个因素的影响而濒危。种群越小，就越容易受到统计随机性、环境变化和遗传因素的影响而使繁殖率降低、死亡率升高。这些影响将进一步降低种群大小，使种群趋于灭绝。

小种群由衰退到灭绝的这种趋势就像一个漩涡，犹如气体和液体向内急速旋转一样（图5.13）。越接近漩涡的中心就越快地趋向湮没。一旦卷入漩涡，就难逃灭绝的厄运。因此，一旦种群衰退得十分严重，它就可能趋于灭绝，除非种群在异常或非常有利的条件下增加了。正如以下三章所述，我们需要制定一项详细的保护小种群及其生境的计划，以防它们陷入灭绝漩涡（extinction vortex）。

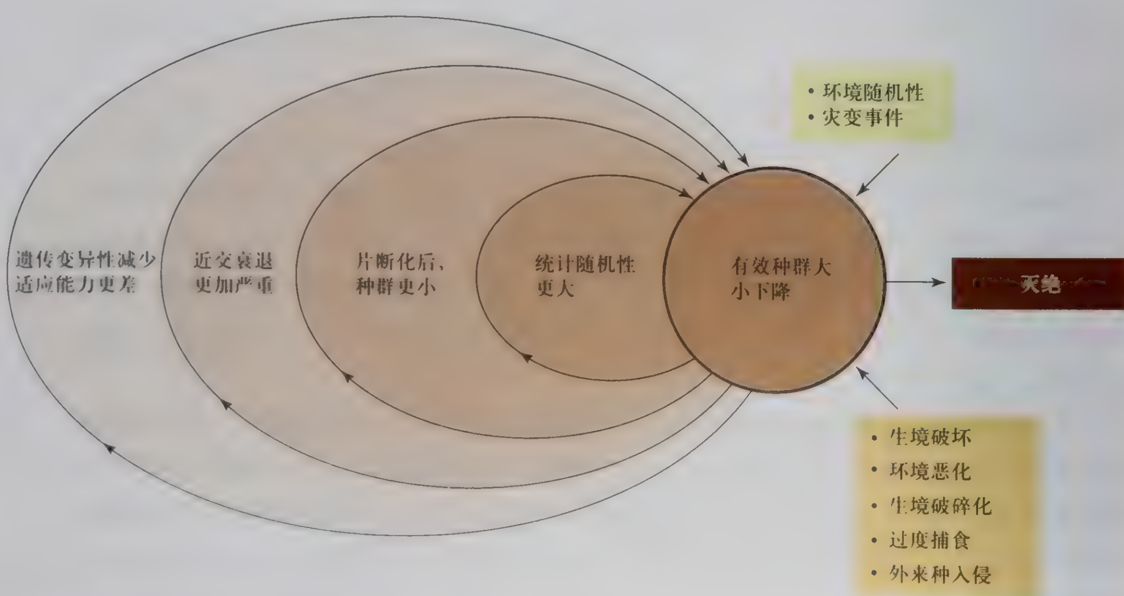


图 5.13 当种群衰退到某一阈值，它将陷入一个灭绝漩涡，所有影响小种群衰退的因素将使种群不断变小。灭绝漩涡经常导致物种局域灭绝（引自 Gilpin and Soulé 1986；Guerrant 1992）



小结

1. 99% 以上现生物种的灭绝都归因于人类的活动。
2. 1600 年以来，世界哺乳动物和鸟类分别有 1.6% 和 1.3% 的物种已灭绝。许多现存种濒临灭绝，12% 的鸟类、23% 的哺乳动物和 29% 的两栖类是受威胁种。
3. 岛屿物种比大陆物种更容易灭绝；淡水物种比海洋物种更容易灭绝。岛屿生物地理学模型预测，按照当前生境破坏的速率，未来数十年将有数以千计的物种消失。许多生物群落的单个种群面临局域灭绝。
4. 大多数易危种通常具有以下特征：地理分布非常局限、种群太少、种群太小、种群大小正在衰退或人类可利用的经济价值颇高。
5. 小种群比大种群更容易灭绝。最小生存种群是物种将来能以高概率生存下去所必需的最小种群。
6. 小种群迅速灭绝主要有 3 个原因：遗传变异性丧失和近交衰退、种群统计随机性和环境变化（包括自然灾害）。这些因素的组合效应就好比形成了一个驱使小种群走向灭绝的漩涡。



讨论题

1. 为什么保护生物学家（或其他人）关心物种的局域灭绝？
2. 创造一种假想的动物，它最近才被发现，而且极其容易灭绝。通过分析这个物种的种群特征、种群史、地理分布范围及其受到威胁的因素，我们考虑如何来保护它，并使其数量显著增加。
3. 考虑一个濒临灭绝的植物或动物物种的小种群所面临的所有问题。描述用于增加种群大小的管理措施。

推荐读物

Bulman, C. R., Wilson, R. J., Holt, A. R., Galvez-Bravo, A. L., Early, R. I., Warren, M. S. and Thomas, C. D. 2007. Minimum viable population size, extinction debt, and the conservation of declining species. *Ecological Applications* 17: 1460-1473. 许多物种因种群小而濒临灭绝。

Harris, G. and Pimm, S. L. 2008. Range size and extinction risk in forest birds. *Conservation Biology* 22: 163-171. 迫切需要评估地理分布区小的鸟类的保护现状。

Johnson, J. A. and Dunn, P. O. 2006. Low genetic variation in the heath hen prior to

extinction and implications for the conservation of prairie-chicken populations. *Conservation Genetics* 7: 37-48. 遗传变异性的缺乏对小种群的影响非常大。

Laurance, W. F. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crises? *Trends in Ecology and Evolution* 22: 65-70. 热带雨林的日益破坏使众多的物种面临灭绝的威胁。

Norris, S. 2007. Ghosts in our midst: Coming to terms with amphibian extinctions. *BioScience* 57: 311-316. 世界范围内两栖类种群锐减，许多物种正在走向灭绝。

Quammen, D. 1996. *The song of the Dodo: Island Biogeography in an Age of Extinction*. Scribner, New York. 关于早期和现代探索以及物种丧失的通俗读物。

Stokstad, E. 2007. Gambling on a ghost bird. *Science* 317: 888-892. 科学家兴奋宣布重新发现了已经灭绝的物种，但该报道可能有误。

（王祺 编译，马克平 审定）



现代动物园是生物多样性保护成就的重要组成部分之一（见第 157 页）

第6章 保护种群和物种

物种保护的重点工作之一是要保护那些数量急剧减少和濒临灭绝的物种。由于这些濒危物种常常只有一个或少数几个种群，因而对这些种群的保护也就成为这些物种保护的关键。一些大型猫科动物、犀牛和熊等常常是一个国家或地区的象征动物，也是一种重要的旅游资源，我们通常通过建立国家公园和野生动物保护区来实现对它们的保护。然而，仅仅在它们的生活区域设立保护区可能不足以阻止这些物种的衰亡。

在人类活动日益增强的情况下，要想成功地进行濒危物种保护，我们就必须要明确人类活动和管理措施对这些物种种群的稳定性可能产生的影响。在保护区中，这些种群是维持或者保持增长，还是在迅速衰退，以及是否需要特别措施以阻止其灭绝都是值得我们考虑的问题。

保护和管理珍稀物种的关键是了解这个物种的生态学和独有特征(有时称为“自然史”)及其种群生物学——即影响其种群大小和分布的动态过程。了解这些信息，我们才能确定是哪些因素使该物种处于危险之中，以便对其进行有效保护。

6.1 应用种群生物学

以前进行的自然史和种群生物学研究常常是出于研究者自己的兴趣，现在这些研究在保护生物学中找到了其重要的应用领域。为了有效进行种群水平的生物保护，我们必须尽可能详细了解这个物种的本性、需要和生活史特征。下面列举一些我们需要了解的问题，而对于多数物种来说，我们目前仅仅能回答其中的少数几个问题。

- 形态学：物种的外貌如何？形状、大小、颜色、表面结构、身体各部分的功能如何？身体各部分的形状和功能如何对应，及其在适应环境和生存上的意义如何？
- 生理学：对于一个个体来说，需要多少食物、水、矿物质以及必需品来维持其生存、

要点：[illegible]

生长和繁殖？该物种对极端天气条件如冷、热、风、雨等的敏感性和脆弱性怎样？其繁殖时间以及繁殖期的特殊需求是什么？该物种的生产率或产仔率有多少？其幼仔或幼苗在形态上和需求上与成年个体有无差异？

- **遗传学**：该物种种内在形态和生理特征上的变异程度怎样？多少变异是由遗传控制的？存在于种群内和种群间的遗传变异有多少？
- **环境**：在该物种生活的区域有多少种生境类型，面积各有多大？环境因子在时空上的变异如何？人类活动对其生境产生何种影响？
- **分布**：该物种在生活区内的确切生活地点在哪里？该物种是聚集分布、随机分布还是均匀分布？在一定时间内，其个体是否在生活区内或不同区域之间移动或迁移？人类活动如何影响该物种的分布？
- **生物作用**：该物种需要何种食物和其他资源，及其获得方式如何？有其他物种与其竞争吗？捕食者和寄生者如何影响其种群大小？人类活动如何改变群落内的种间关系？
- **种群统计学**：当前的和过去的种群大小和有效种群大小如何？种群个体数量是增加、减少还是保持稳定？种群的年龄结构怎样，是否有新个体产生或迁入？
- **行为学**：个体的哪些行为有助于其生存？种群的个体是如何交配和繁殖后代的？
- **与人类的相互作用**：人类活动如何影响该物种？人类是否收获和利用该物种？当地人对该物种都有哪些了解？

种群生物学方法多数是在对陆生植物和脊椎动物的研究中发展出来的，而对于真菌以及很多在土壤和水生环境中的物种，还包括大多数的微生物，都没有进行过如此充分的研究。在本章中，我们将分析保护工作者进行种群保护的案例，了解针对各个物种在研究方法上的不同。进行物种和生境保护以及确定其保护状态的基本信息，可能来自发表和未发表的文献（包括互联网），更多的是来自野外工作。

6.1.1 背景研究

由于前人可能已经对我们要研究的物种或相关物种，或者对相同的生境类型开展过研究，在我们开展研究和进行保护之前，很有必要了解前期工作。我们可以通过一些图书索引如 BioSys, Biological Abstracts, the Zoological Record 等搜索到出版的图书、发表的相关论文和研究报告。我们可以将文献中记录的以前的种群大小和分布情况与现有的状况进行比较。在图书馆中相同类别的书常常放在一起，我们也很容易找到一些相类似的资料。查找资料的另一个方法是向相关领域的学者求教。由于普通报刊也常常介绍重要的研究成果，因而查找报纸索引和普通杂志也是不错的选择。

互联网提供了很多免费的数据库（如网络生命大百科 www.eol.org）、杂志、专业讨论组和一些需要购买的数据库（如 ISI Web of Science）。当然，对一些从互联网获得的信息，

我们也要仔细检查，因为有些网站并不保证所载文章的准确性。

我们也能够搜集到一些由学者、爱好者、政府部门和保护组织提供的未发表的报告。很多权威人士也常常在他们演讲和文章中引用这些报告。

6.1.2 种群的野外监测

在保护生物学中，开展野外工作是必不可少的，这是由于我们目前仅仅对世界上很少的一部分物种开展了研究，而且即使已经在其他地区对保护物种开展过研究，当改变地点和环境时，目标物种的生态学特性可能也会随之发生变化。只有通过野外细致的观察，我们才能了解一个物种的真实生存状态并确定它与生物和非生物环境的关系（图 6.1）。进行种群调查有很多专门的技术方法，这些方法也有使用手册，但最好的学习方法是与相关领域的专家一起工作。



图 6.1 安装无线电发射器的麦哲伦企鹅（*Spheniscus magellanicus*）可以通过卫星追踪。研究结果表明，在孵卵期企鹅的捕食范围可达离巢 600 km 的地方。而在喂食期，成年企鹅的捕食范围主要在为保护鱼类产卵而设立的禁渔区范围内。这一野外工作提供了企鹅捕食范围的有力证据，也促使当地规定禁渔区的禁渔时间持续到幼企鹅离巢后，以保护麦哲伦企鹅（引自 Boersma et al. 2006）

要点：我们对目标物种的自然史开展野外实地研究。为了提出合适的物种和群落保护计划，保护生物学家需要进行种群调查、开展种群统计学研究，并且完成种群生存力分析。

要了解目标种的保护状态，必须要在野外开展种群调查并进行一段时间的监测。调查可以是对每个个体全部计数，也可以是通过取样的方法对种群大小进行估计。通过对种群的连续调查和观测，我们就能够确定种群大小和分布的变化情况（Donald et al. 2007）。长期调查记录能够让我们将由人类干扰引起的长期种群趋势以及由天气等不确定的自然因素引起的短期波动区分开来。

调查记录也可以用来确定保护措施是否有效，当观察到突然或长期的种群衰退时，会促使我们采取更为有力的措施。监测也要关注群落和生态系统的特征，如植株的密度和生物量、水汇入附近溪流的格局等。监测工作可以以一些敏感物种（如蝴蝶）为目标，将其作为指示物种反映群落的变化。

随着政府部门和保护机构越来越关注珍稀和濒危物种，监测项目的数量也迅速增加（Pérez-Arteaga and Gaston 2004）。作为管理措施的一部分，相关法律也规定必须进行其中的一些研究。除了专业研究人员，近年来有越来越多的志愿者参与物种保护和种群监测的活动，也大大扩展了种群监测的范围和强度。而对公民进行相关培训和科普教育不但能够给专业研究提供更多数据，也常常能培养他们的兴趣，使他们成为环保的倡导者。

常用的监测类型包括清查、取样调查和种群统计学研究等。

清查（inventory）是计数种群中出现的所有个体，这通常是经济而直接的方法。通过对种群的连续清查，研究者能够确定该种群个体数量是增加、减少还是保持稳定。清查也可能回答以下几个问题，如目前种群的个体数量是多少？有清查记录后种群内个体数是否稳定？该物种的分布区域以及不同位置的多度如何？

种群取样调查（survey）是指在群落中用重复取样的方法估计目标物种的个体数或密度。整个区域常常划分为很多个单元，通过选择部分单元计数的方法来估计该物种实际的个体数。例如，在调查鸟类种群时，常常通过在行走路线上记录鸟叫声或者观察到的个体来估计种群数量。取样调查通常适用于比较大的种群或者分布区较大的物种。这种方法也适用于那些在生活史的某个阶段比较小、不显眼或隐藏的物种，如植物的幼苗、水生无脊椎动物的幼虫等。

Gerrodette 和 Gilmartin（1990）对夏威夷僧海豹（*Monachus schauinslandi*）进行了监测，他们通过对南太平洋库雷环礁岛（Kure Atoll）几个岛屿海滩的夏威夷僧海豹的清查，发现成年海豹的数量从 20 世纪 50 年代的 100 只降低到 60 年代末的不足 14 只（图 6.2）。在这期间，幼年海豹的数量也有相似的下降。根据这一调查结果，在美国 1976 年颁布的濒危物种法案中，夏威夷僧海豹被列为濒危物种。针对一些海豹种群采取了保护措施以扭转其衰退趋势。在 1979 年美国海岸警卫队撤站后燕鸥岛（Tern Island）的种群个体数量迅速恢复，但由于幼海豹死亡率的上升，在 90 年代海豹种群又有所下降（Baker and Johanos 2004）。

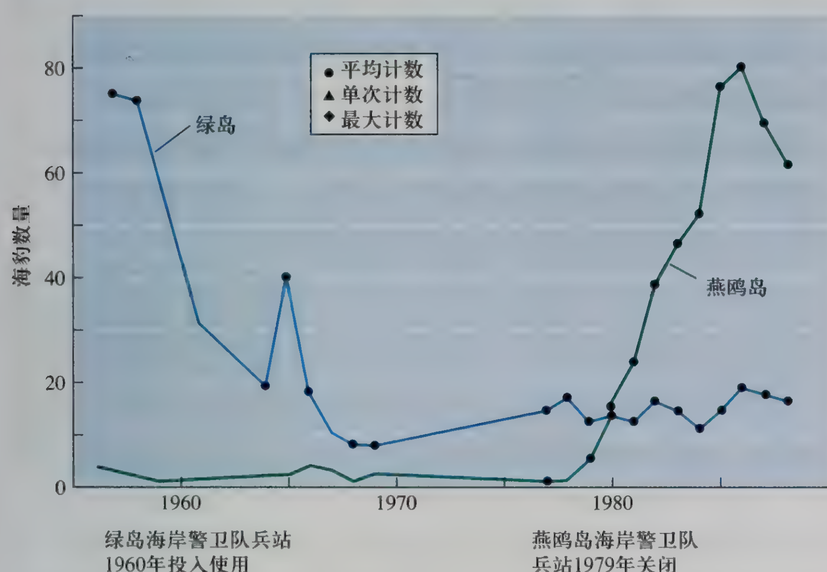
种群监测常常[illegible]环境指标。对于生态系统过程（如温度、降水、湿度、土壤 pH 值、水质、[illegible]）和群落特征（如出现的物种、植被盖度和

(A)



图 6.2 （A）夏威夷僧海豹（*Monachus schauinsland*）；（B）对夏威夷僧海豹种群的调查表明这一物种正面临灭绝，蓝色线条显示绿岛种群，绿色线条显示燕鸥岛种群。种群数量为单次计数、几次计数的平均值或者最大值。绿岛海豹种群个体数量在 1960 年海岸警卫队兵站设立后明显下降，燕鸥岛海豹种群个体数量在 1979 年海岸警卫队兵站关闭后明显恢复（引自 Gerrodette and Gilmartin 1990）

(B)



各个营养级的生物量等）进行长期监测能够让研究者确定生态系统的健康状况以及所关注物种的生存状态。这样的监测有助于我们把正常的年际波动和长期的趋势区分开来（Pereira and Cooper 2006）。对这些指标的监测也有助于项目管理者判断他们的目标是否达到或者进行管理计划的修订。

6.1.3 种群统计学研究

在第 5 章我们讨论过用种群统计学数据来确定最小生存种群（minimum viable

population, MVP)。追踪已知个体进行种群统计学研究能够确定种群个体的生长速率以及繁殖和生存状况（Quintana-Ascencio et al. 2007）。在这样的研究中，我们必须能够辨认出各个年龄和大小的个体。我们可以对整个种群进行追踪，也可以进行取样监测。

在完整的种群统计学研究中，我们要对个体数量计数、确定年龄和性别、测量个体大小、进行标记以便追踪辨认，每个个体要进行定位作图，有时也要收集组织材料样品进行遗传分析（Schwartz et al. 2007）。根据研究物种的特性以及研究目的不同，可以采用不同的研究技术。在追踪个体上，每个学科都有不同的技术，如鸟类追踪所用的脚环，哺乳动物在耳部进行的标记，以及植物学家在树木上用来标记的铝牌等。种群统计学数据可以用标准化的数学公式(称为生活史公式）记录种群变化（即增长或衰退）并确定生活史的关键阶段。

> 要点：[illegible]提供种群内个体的数量、年龄、性[illegible]数据能够指示种群的稳定性，并且[illegible]基础。

种群统计学研究能够提供种群年龄结构方面的信息。一个典型的稳定种群通常具有由物种特性决定的稳定年龄结构，即幼年、青年和老年个体的比例保持稳定。当某一年龄段缺失或数量很少时，尤其当幼年的个体数很少时，常常表明该种群有衰退的危险，而大量的幼年和青年个体常常表明该种群处于稳定或者增长状态。

种群统计学研究也能提供物种重要的空间特征。物种不同种群的个体数量、种群间个体的迁移、这些种群在时间和空间上的稳定性都是需要考虑的因素。这样的研究尤其适用于那些有迁徙习性的种类，这些种类常常因为迁徙聚集成为临时的大种群，称为集合种群(metapopulation)。

6.1.4 种群生存力分析

对于种群统计学分析的一个拓展是用来预测在一定的环境条件下某个物种是否能够生存下去。种群生存力分析（population viability analysis, PVA）可以看作是一种风险评估，它是用数学和统计学的方法预测在未来某个时间点目标种群或目标物种灭绝的可能性。通过评估物种的需求与环境所提供资源的关系，研究者可以确定该物种自然史中的脆弱阶段。在判断生境丧失、生境片段化和生境退化对珍稀物种的影响时，种群生存力分析是非常有效的（Zabel et al. 2006）。

种群生存力分析的一个重要部分是估计管理措施，如减少(或增加)狩猎、减少(或增加)保护区面积等如何影响物种灭绝的概率（Akçakaya et al. 2005）。种群生存力分析可以用来模拟通过加入别处捕获的或圈养的个体以扩大种群所产生的影响。种群生存力分析尤其适用于调查种群大小波动幅度较大的物种。

当然，应用这些统计模型时，要谨慎并且需要了解很多相关知识。通常需要至少10年的数据来进行种群生存力分析才能得到比较好的预测结果（McCarthy et al. 2003）。应用

不同的模型假设以及很小的参数改变都可能改变模型的预测结果。当然，正如下面例子所显示的那样，种群生存力分析正在成为物种管理的有力工具。

要点：种群生存力分析是一种风险评估方式，用数学和统计学的方法预测种群或物种灭绝的可能性。应用种群生存力分析可以用来模拟生境退化和管理措施对物种的影响。

夏威夷长脚鹬（*Himantopus mexicanus knudseni*）是仅存于夏威夷的珍稀鸟类。70 年以前捕猎和海岸的开发使其减少到仅有 200 只，随后对它的保护使目前的种群数量达到近 1 200 只（Reed et al. 2007）。政府的保护工作目标是增加到 2 000 只。Reed 等（1998）用种群生存力分析来预测这一物种是否能够延续 100 年。根据目前这一种群的增长趋势，模型预测该种群数量会持续增长直至占据所有的生态位。然而，当筑巢失败的比例和雏鸟的死亡率都超过 70% 或者成年鸟每年的死亡率超过 30% 时，种群就会出现快速衰退。为了保持较低的死亡率，就必须控制外来捕食者的数量，并且维持水位的自然波动。更为重要的是，我们还需要更多的湿地来实现保护 2 000 只夏威夷长脚鹬的目标。

在另一个例子中，湿地豹纹蝶（*Euphydryas aurina*）生活在轻度放牧的草地上，人们发现它在英国的数量正在减少。通过对比 6 个现存种群和 6 个灭绝种群，人们发现现存种群所占据的面积要比灭绝种群大的多。种群生存力分析的结果表明需要至少 100 hm^2 的面积，才能使湿地豹纹蝶种群有 95% 的可能维持 100 年（图 6.3）。在现存种群中，只有 2 个

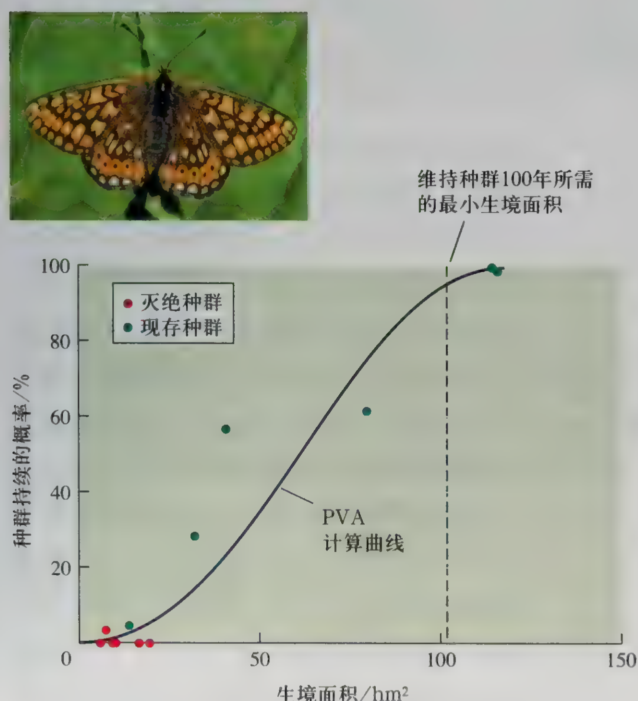


图 6.3 种群生存力分析预测需要至少 100 hm^2 的面积，才能使湿地豹纹蝶种群维持 100 年（95% 置信区间），所以已灭绝种群所占的面积都远远小于 100 hm^2。如果不增加栖息地面积，现存种群中 4 个栖息地小于 100 hm^2 的种群在未来 10 年面临灭绝的风险（引自 Bulman et al. 2007）

种群所占据的面积达到了这一标准，如果不能增加栖息地的面积或者促进其所采食植物的生长，其余4个种群有很大的灭绝风险（Bulman et al. 2007）。

6.1.5 集合种群模型

经过一段时间后，一个物种在某地的种群可能灭绝，而在周围适合的地方形成新的种群。我们常常把由多个种群构成，种群之间存在某种程度的个体迁移或被动扩散的复合体，称为集合种群（metapopulation），即“种群的种群”（Bulman et al. 2007）。对于某些物种来说，集合中的单个种群常常存在的时间短暂，并且该物种每代之间的分布也有很大变化。而对于另一些物种，集合种群可能有一个或多个源种群（source populations）和多个汇种群（sink populations）构成，其中源种群又称为核心种群，具有较稳定的个体数目，汇种群又称为卫星种群，其种群个体数目随迁移而波动。在环境不适合的年份汇种群可能灭绝，而在条件适宜时，个体可以从相对稳定的源种群迁移到汇种群中，从而恢复汇种群（图6.4）。集合种群中也可以包含一些相对固定的种群，个体可以偶尔在种群之间迁移。

集合种群很适合进行模型研究，目前已经开发了多种模拟程序（Donovan and Welden 2002）。经典的种群研究同时只针对一个或少数几个种群，而对某些物种来说，需要对集合种群中的大量种群进行研究才能较为准确地了解该物种的概貌。集合种群模型承认存在少数个体迁移的情况，这使生物学家能够考虑边界效应、遗传漂变和基因流对该物种的影响（见第5章）。

在加利福尼亚东南部沙漠中生活的加拿大盘羊（*Ovis canadensis*）给我们提供了一个很好的研究集合种群动态过程的例子。观察发现在这些加拿大盘羊集合种群中，种群斑块是随着时间而变化的，种群的栖息地也常常转换（图6.5）。种群迁移和基因流主要发生距离在15 km以内的种群间，并且受到生境地形的影响（Epps et al. 2005, 2007）。人类建立的障碍，如高速路、灌渠、城区等几乎完全阻止了相关地区的种群迁移。保持种群现存区与潜在适合区之间的扩散通道对于保护物种是至关重要的。

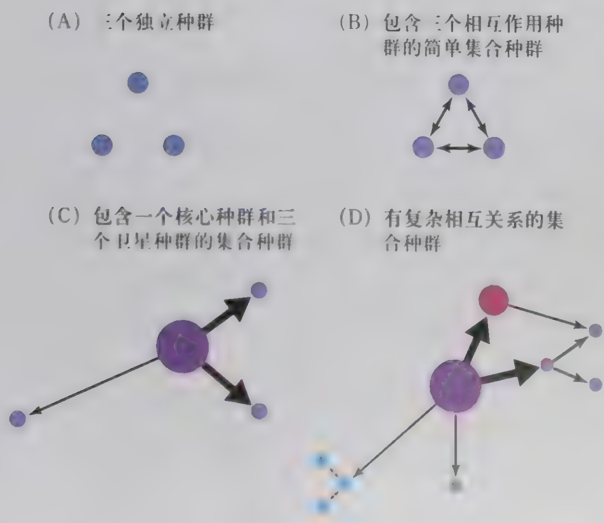


图6.4 可能的集合种[illegible]小用圆的大小表示，箭头表示种群[illegible]自 White 1996）

我们要特别注意到，破坏集合种群中的一个核心种群，就会引起相关几个小的卫星种群的灭绝。另外，人类干扰例如围栏、道路、河坝等会降低生境斑块之间的迁移率，从而降低在局地灭绝后周围种群个体重

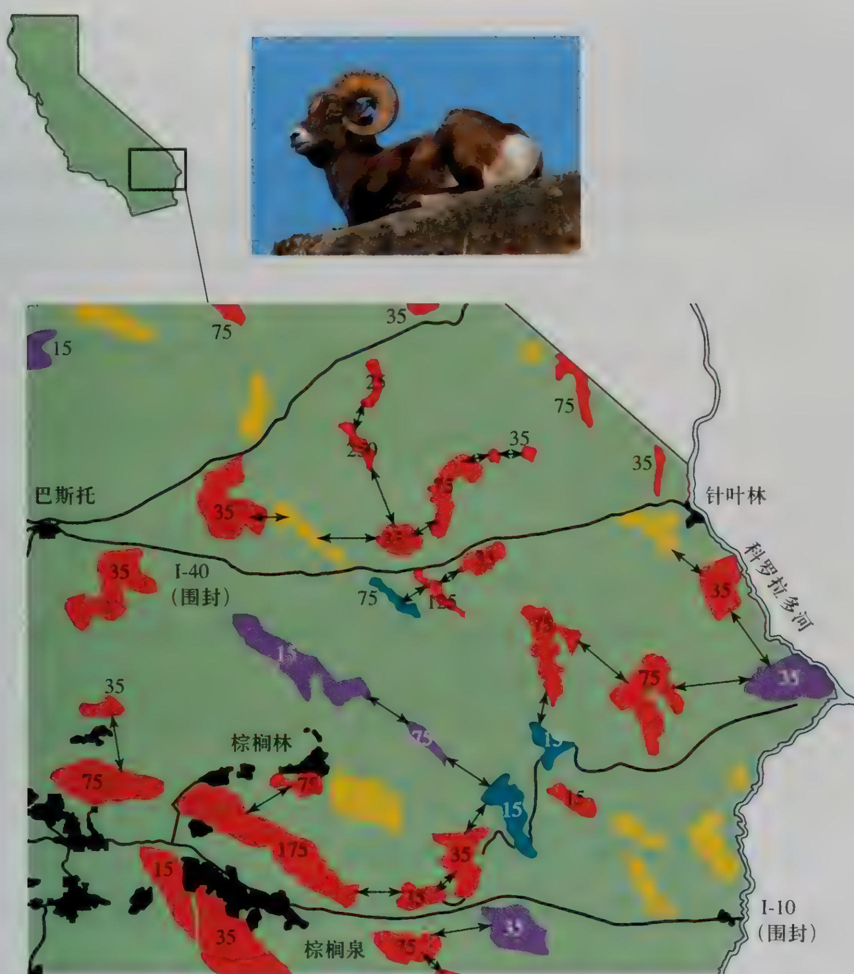


图 6.5 加利福尼亚东南部沙漠中加拿大盘羊集合种群的动态研究。红色显示种群长期占据的区域，黄色显示曾经的占据区域，紫色显示放归区，蓝绿色显示在过去 15 年重新定殖的区域。箭头显示观察到的迁移情况。人类的定居点、主要的高速公路和人工河渠以黑色显示（引自 Epps et al. 2007）

新进入该地区的可能性。由人类活动引起的生境片段化有时会将一个大的连续种群改变为一个集合种群，在这个集合种群中一些小的短时种群占据生境片段。当每个片段中种群很小并且种群在生境片段间的迁移率很低时，每个生境片段中的种群将逐步灭绝并且不会重新建立。有效管理一个物种常常需要了解这些集合种群的动态，并且恢复生境和扩散通道。

6.2 保护等级

从种群研究中收集和整理大量的信息是费时费力的工作，但也是保护工作极其重要的组成部分。要进行物种保护，我们势必要知道有哪些物种或者生态系统在哪里正处于受威

要点：IUCN [illegible]等级。其中极危、濒危和易危等级中的物种被认为受到灭绝的威胁

胁之中（Mace and Baillie 2007）。我们要收集数据用来判定那些最可能灭绝的物种（图 6.6）。国际自然保护联盟（IUCN）建立了 9 个珍稀濒危物种的保护等级：

（1）灭绝 (Extinct，EX)：如果一个物种（包括亚种和变种）的最后一个个体已经死亡，列为灭绝；

（2）野外灭绝 (Extinct in the Wild，EW)：如果一个物种的个体仅生活在人工栽培和人工圈养状态下，列为野生灭绝；

（3）极危 (Critically Endangered，CR)：野外状态下一个物种灭绝概率很高时，列为极危；

（4）濒危 (Endangered，EN)：一个物种虽未达到极危，但在可预见的不久的将来，其野生状态下灭绝的概率高，列为濒危；

（5）易危 (Vulnerable，VU)：一个物种虽未达到极危或濒危的标准，但在未来一段时间中其在野生状态下灭绝的概率较高，列为易危；

（6）接近受危 (Near Threatened，NT)：该物种的数量指标虽未达到受威胁级别，但已接近易危类群；

（7）略需关注 (Least Concern，LC)：该物种既未受到威胁也没有达到接近受危等级，广泛分布的物种多属此类；

（8）数据不足 (Data Deficient，DD)：对于一个物种，若无足够的资料对其灭绝风险进行直接或间接的评估时，可列为数据不足；

（9）未评估 (Not Evaluated，NE)：未应用有关 IUCN 濒危物种标准评估的物种，列为未评估。

极危、濒危和易危等级中的物种被认为受到灭绝的威胁。对这三个等级，IUCN 已经根据灭绝的概率建立了对物种所面临威胁的定量测定方法。濒危物种红色名录标准是在种群生存力分析方法基础上发展而来，具体描述见表 6.1。这些标准关注于种群发展趋势和

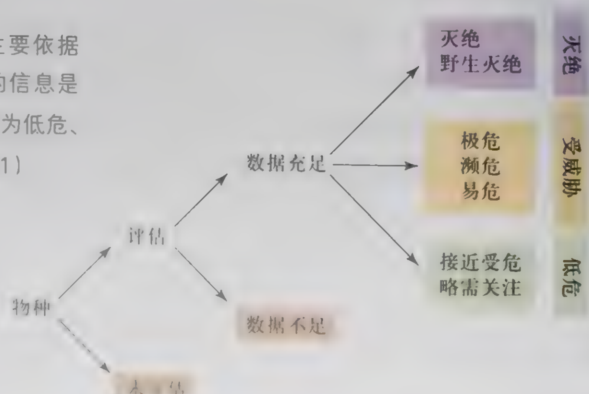


图 6.6 IUCN 的物种保护等级。主要依据为（1）是否进行评估，（2）获得的信息是否足够。当数据足够时，物种可以分为低危、受威胁和灭绝三类（引自 IUCN 2001）

生境条件。这一系统的优点在于它提供了标准的分级方法，并据此进行评估和判断。

表 6.1

IUCN濒危物种红色名录标准用以划分保护等级

红色名录标准 A–E	“极危”等级的定量标准*
A 可观测到的个体数量减少	过去 10 年或 3 代（以较长者为准）种群个体减少 80% 以上，数据可以来自直接观测或根据开发程度、引进物种、疾病、生境破坏和破碎化等因素推断
B 物种占据的面积	限定区域（每个地点小于 100 km^2）并且观测或预测到生境丧失、片段化、生态学不平衡或者过度的商业开发
C 预测到个体数量减少	种群中成年繁殖个体数量少于 250 个，并且在 3 年或 1 代内将减少 25% 以上
D 活着的成熟个体数量	成熟个体数量少于 50
E 一段时间内物种的灭绝概率	在 10 年或 3 代内灭绝概率大于 50%

*满足表中 A—E 任何一个标准可划分为“极危”，关于“濒危”和“易危”的定量标准见相关网页（www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001）

对于很多物种来说，我们可能对它的生物学特性知之甚少，这样以生境丧失作为保护等级划分标准非常有用。在实际操作中，一个物种保护等级的划分通常是根据以下几个方面，即该物种占据的面积、成年个体的数量、或者其种群或生境衰退速率，而灭绝概率则很少用到（Kindvall and Gärdenfors 2003）。

应用表 6.1 所示的物种濒危分级标准，IUCN 已经在其濒危物种红色名录中对动植物物种进行了评估，并且列出了潜在的威胁。濒危物种的名单详见 IUCN 网站（www.iucn.org）。IUCN 濒危物种红色名录的公布，将公众的注意力集中于受威胁的濒危物种。在全球 5 416 种哺乳动物中，1 094 种被列为受威胁物种；9 956 种鸟类中，1 217 种被列为受威胁物种；6 199 种两栖动物中，1 808 种被列为受威胁物种。另外，濒危物种红色名录也发展了针对不同国家的名录（表 6.2），而且将物种状态随时间的变化情况用来评价保护政策的成效（Rodrigues et al. 2006; Quayle et al. 2007）。

尽管 IUCN 的评估已经包括了很多物种，包括鱼类（1 201 种）、爬行类（422 种）、软体动物（429 种）、植物（7 899 种），但这些还远远不够。尽管大多数的鸟类、两栖类和哺乳动物已经应用 IUCN 系统进行了评估，但爬行类、鱼类和有花植物的评估比例很低。而对昆虫及其他无脊椎动物、苔藓植物、藻类、真菌和微生物的评估更是不足。因而应用

表 6.2

一些温带国家中面临全球灭绝威胁[a]的物种比例

国家	哺乳动物		鸟类	
	物种数	受威胁比例 %	物种数	受威胁比例 %[b]
阿根廷	320	9	897	6
加拿大	193	9	426	4
中国	394	21	1 100	8
日本	132	28	>250	16
俄罗斯	269	17	628	8
南非	247	12	596	6
英国	50	18	230	1
美国	428	10	650	11

数据来源：WRI 1998 和 www.iucnredlist.org

[a] 受威胁物种指包含在 IUCN 保护等级中极危、濒危和易危等级的物种

[b] 在俄罗斯两栖类以及所有国家植物中受威胁比例很低的原因是大多数种类还没有用最新的划分系统进行评估，评估进行后，受威胁比例会有所上升

IUCN 系统对大量的物种进行评估，是一项紧迫的工作。

在瑞士开展了蓝色名录工作，即确定濒危物种红色名录中那些保护工作卓有成效的物种(Gigon et al. 2000)。蓝色名录中的物种（截止 2007 年有 317 种）拥有稳定的种群或在数量上有所增长。蓝色名录也包含一些已知其自然保护和环境保护的技术，但还没有充分应用保护措施的物种。蓝色名录方法能够突显成功的保护工作，并且提出可能成功的保护计划。

自然服务组织（NatureServe）网络与 IUCN 的保护工作很相似，其自然遗产数据中心网络涵盖美国 50 个州、加拿大的 3 个省以及 14 个拉美国家（www.natureserve.org/explorer）。该计划在大自然保护协会（The Nature Conservancy, TNC）的大力支持下，收集、整理和管理着超过 5 万个物种、亚种和生物群落以及 50 万个精确定位种群的信息。这些物种、亚种、群落和种群统称为保护工作的基本要素（DeGrammont and Cuarón 2006）。这些"基本要素"所处保护状态的确定是基于一系列标准，包括现存种群数量或出现次数、目标物种的现存个体数或目标群落占据的面积、保护地的数量、受威胁程度以及目标物种或群落的内在脆弱性。当用自然遗产组织和 IUCN 的系统对同一物种进行评估时，所得到的威胁等级是很相似的。

爬行类		两栖类		植物	
物种数	受威胁比例 %	物种数	受威胁比例 %	物种数	受威胁比例 %
220	2	145	20	9 000	0.5
41	7	41	2	2 920	0.0
340	9	263	32	30 000	1.5
66	17	52	39	4 700	0.3
58	10	23	0b	11 400	0
299	6	95	2	23 000	0.3
8	0	7	0	1 550	0.8
280	11	233	23	16 302	1.5

6.3 建立新种群

保护生物学家开始改进方法，以建立珍稀濒危物种的野生和半野生种群，并增加现存种群的大小（Armstrong and Seddon 2008）。这些项目使那些只是生活在动物园的动物有希望在自然的生物群落中找到它们的位置。与狭窄的动物园相比，在野生状态下的种群更容易躲过自然和人为的灾难（如传染病、战争等）。此外，这些项目带来的种群大小和数量的增加，通常会降低该物种的灭绝概率。

在建立新种群时，我们必须要先了解究竟是那些因素导致了野生种群的衰退，而在消除或至少是控制这些因素前，建立新种群的努力不可能成功（Houston et al. 2007）。例如鸮面鹦鹉（*Strigops habroptilus*）是一种不能飞的鹦鹉，它在新西兰灭绝的原因是捕食者，如家猫、黄鼠狼、白鼬、雪貂等的引入。为了成功建立它的新种群，就必须要在较大的范围内消灭这些捕食者，或者通过某种方式防止捕食者的捕食。由于目前还不可能做到这些，现在只是在 5 个没有引入捕食者的小岛上建立了新种群。在这些保护点，人们通过补

要点： 建立濒危物种的新种群对该物种本身、其他物种以及生态系统都有益处。这些项目实施时必须要确定并尽量消除那些导致原来野生种群衰退的因素。

充性喂食增加鸮面鹦鹉每窝的产蛋数。

6.3.1 转移安置物种个体以建立新种群

有以下三个基本方法来建立动植物新种群，这三个方法都要对现存个体进行转移安置：

增补项目：通过向现存的种群中释放新个体以增加种群大小和基因库。这些释放的个体可以是人工饲养的也可以是在其他地方获得的野生个体。

再引入项目：将人工饲养或其他地方获得的野生个体释放或转移到历史上存在该物种而现在灭绝的适宜地区。

引入项目：人工饲养或其他地方获得的野生个体释放或转移到历史上不存在该物种但现在条件很适宜的地区。

增补项目和再引入项目有时也称“重建”或“恢复”。增补项目的原理是显而易见的。我们也对一些动物在它们易夭折的时期进行人工饲养，而后再释放到野生环境中，这样的方法也称为“开头”增补法。在对海龟的保护中，我们就应用这样的方法，首先从野外收集海龟蛋进行孵化和早期饲养，而后再放归大海。

再引入项目的主要目的是在该物种的原生境中建立种群以恢复遭到破坏的生态系统。例如，1995 年开始的一个灰狼在黄石国家公园放归项目，该项目旨在恢复该地区在人类干预前存在的捕食者与食草动物的平衡（图 6.7, Beyer et al. 2007）。当新的保护区建成，或在现有种群所在地出现新的威胁，或者有自然或人为障碍影响种群扩散时，人们也常常把捕获的野生个体释放到该物种生存范围内的其他地方。人们将目标物种的个体释放到它们或其祖先捕获地的附近，以保证它们遗传上对环境的适应性（Olsson 2007）。

与再引入项目不同，引入项目是在非原生地进行的。实施引入项目，常常是在面临原生地遭到破坏已经不适合该物种生存，或者导致原来野生种群衰退和灭亡的因素仍旧存在的情况下的一种选择。在全球变化的条件下，我们不久的未来可能需要进行更多的引入项目，以保护已经不适应原生地环境的那些物种。

实施某一物种的引入项目时，我们必须进行周全的考虑和评估，以使引入物种不损害当地濒危物种和生态系统（见第 4 章）。也要注意释放的个体不能携带疾病，以免传播后损害野生群落。

6.3.2 实施新种群建立项目需要考虑的事项

由于新种群建立项目需要长期认真的工作，因而常常是困难而花费巨大的。捕获、饲养、监测和释放珍稀物种，如加州神鹫、游隼、黑足雪貂等需要数百万美元的花费和长年的工作。如果保护的物种是长寿命的，则种群建立项目常常需要很多年才能见到效果（Grenier et al. 2007）。

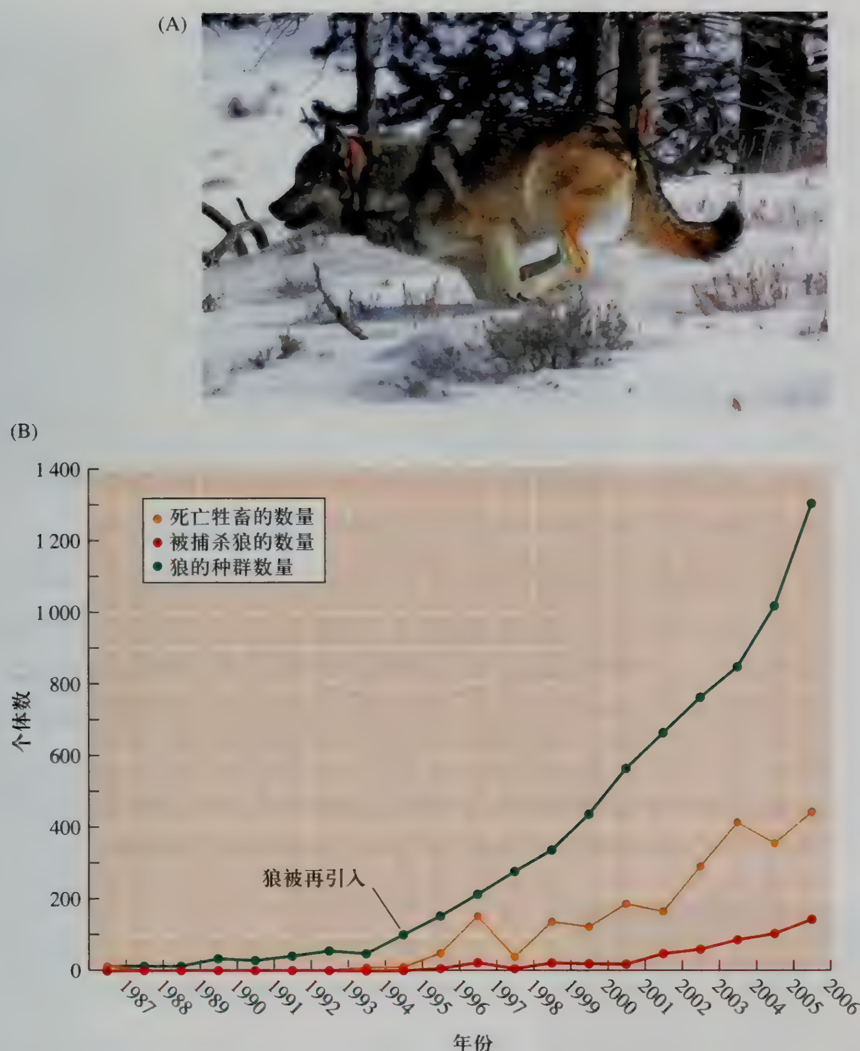


图 6.7 （A）黄石公园中，灰狼（*Canis lupus*）安装了无线电项圈以便研究者追踪；（B）在黄石地区 1995 年开展原生地放归项目后，怀俄明州、爱达荷州和蒙大蒙大拿州狼数量大大增加，而被狼所杀死的家畜数量以及政府授权捕杀的狼的数量也相应增加（A. Jim Peaco 摄，国家公园局惠赠；B. 引自 Musiani et al. 2003, 并由 M. Musiani 补充近年数据）

新种群建立项目常常成为热烈讨论的公众话题并面临众多责难。这些项目常常受到诸如“我们为什么要花数百万保护几种鸟?”，“别的地方有很多狼，我们为什么要在这里进行保护?”，“我们不想让政府告诉我们该做什么!”，“为什么很多放归的动物都死了?”等等指责。对于这些批评，我们的回答是明确的：经过合理设计并良好执行的捕获—饲养—种群建立项目正是保护珍稀濒危物种的希望所在，这种措施对于大多数濒危物种都是适用的。

由于上述的各种矛盾和情绪，种群建立项目最好能有当地人的参与，使更多的人都与

项目的成功密切相关（这一点也同样适用于其他保护项目）。至少，我们要解释项目的需要和目标，说服当地人支持或至少是不反对这个项目。在很多情况下，这些项目有很大的教育价值（Ausband and Foresman 2007）。对人们进行引导和鼓励远比强加的规定和法律更利于项目的顺利开展。例如，在怀俄明州再引入项目对因为放归的狼引起的农场和家畜损失进行了补偿，同时清除或转移了那些多次攻击家畜的个体以获得当地人对项目的支持（Musiani et al. 2003; Nyhus et al. 2003）。

新种群建立项目的成功实施还要考虑放归动物的社会属性和行为特征（Shier 2006; Buchholz 2007）。野生的社会动物（特别是一些哺乳动物和鸟类）从它们的生存环境和同伴那里获得很多能力。而人工饲养的动物则缺乏这些必须的生存技能，如合作捕食、示警、寻找配偶、哺育幼仔、迁徙等（Brightsmith et al. 2005）。为了克服这些问题，在动物放归之前和放归初期，必须进行相关的训练。

种特异的社会关系对人们来说是训练人工饲养的鸟类和哺乳动物的难点之一，因为我们对很多动物行为上的细微之处还知之甚少。尽管如此，我们还是在一些人工饲养的社会性哺乳动物上进行了成功的尝试（Nicholson et al. 2007）。有时，人们用木偶和服饰来模拟野生个体的出现和行为。这种方法对那些年幼的动物尤其重要，他们必须要学会认识它们的野生同伴，而不是饲养它们的人类。在加州神鹫雏鸟饲养时，人们常常用鹫状手偶，并且避免见到动物园游览者，以减轻其印记效应和对人类的适应（图 6.8）。我们还将捕获的野生金狮狨与人工饲养的个体放在一起，以使人工饲养个体从它的野生同伴那里学到社会行为和技能。当它们形成社会团体后，再一起放归。这种社会关系的发展对于捕获动物的成功放归是很关键的。

为保证放归后的成活率，有些动物在放归后还需要特殊的照顾和帮助（Field et al. 2007），这种方法称为软放归。这些动物可能需要在放归地点提供食物和庇护场所，直到它们熟悉和适应当地环境并能自己生存（图 6.9）。如果不进行食物等方面的辅助而唐突放归（硬放归），很可能导致种群建立项目的失败。在动物不能自我生存时施加帮助和干预是必要的，当干旱和食物短缺时尤其如此。当然，我们也要判断和决定，选择对目标物种进行帮助还是



图 6.8 饲养加州神鹫（*Gymnogyps californianus*）雏鸟时，研究者用鹫状手偶进行饲喂。保护生物学家希望通过减少幼鸟与人类的接触增大其放归后的存活率（Ron Garrison 摄，美国鱼类与野生动物管理局惠赠）



图 6.9 在保护区域内，人们用笼子使黑足雪貂适应它们的放归地点。管理人员戴有口罩以降低人类疾病对雪貂的传染（M.R. Matchett 摄，美国渔业与野生动物管理局惠赠）

强迫该物种靠它们自己来生存。分析人类活动（包括耕作和狩猎等）对这一地区的影响并减少相应的人类活动是极其重要的。

针对普通鸟类和供狩猎用哺乳动物的种群建立项目广泛存在，这些项目的开展对于我们保护受威胁的珍稀物种有很大的借鉴意义（Fischer and Lindermayer 2000）。在这些项目中，研究者发现较好的生境要比差的生境放归的成功率更高，而野外捕获的个体放归成功率也高于人工饲养的个体。当再引入的个体不到 100 时，新种群成功建立的概率随放归个体数的增加而增加。再引入项目成功的标志是建立了能自我维持的种群。通过总结大量的项目，我们发现针对珍稀哺乳动物、鸟类、爬行类、两栖类和鱼类的再引入项目成功的比率通常较低，说明我们还需要对现有的方法体系进行改进（Beck et al. 1994; Platenburg and Griffiths 1999）。

对种群建立项目进行监测很重要，它能确定该项目是否达到了预期目标（Adamski and Witkowski 2007）。监测也要进行几年甚至几十年，因为有些开始看似成功的项目，后来会失败。项目的花费也要进行监测，以确定该项目在经济上是否划算。以南非野狗的一个项目为例，新种群建立项目的花费是在保护区保护现有种群的 20 倍（Lindsey et al. 2005）。科学家也要同时监测生态系统的其他组分以确定种群建立项目的深远影响，例如当引入捕食者时，需要监测被捕食者和竞争者的变化，以及对植被的间接影响。在另一个项目中，水獭种群的引入引起了公众的兴趣，但同时降低了鱼类和贝类的数量，因此引起渔民的愤怒（Fanshawe et al. 2003）。

6.3.3 建立新植物种群

建立珍稀植物种群与动物种群有很大不同，植物不能像动物那样主动扩散，其种子是通过风、动物和水等媒介进行扩散的。一旦种子落地，即使适合的微生境就在几米之外，种子也不能移动过去，因而直接接触的微生境对植物的生存极为重要。这个微生境阳光太强、太弱、太湿或者太干都会抑制种子萌发或导致幼苗死亡。植物生态学家正在采用一些

要点：建立新植物种群可以通过播种、移栽幼苗或成株进行。包括烧荒或去除竞争植物等方法常常对于种群建立是必要的。

处理方法，例如燃烧叶片凋落物、去除竞争的植物、翻土、防止植食动物采食等，来提高植物种群的建立机会（Donath et al. 2007）。建立新植物种群可以通过增加播种、移栽幼苗或成株进行（图 6.10A）。例如，在草甸乳草（*Asclepias meadii*）的种群重建实验中，大幼苗的存活率高于幼苗，经过燃烧生境处理的高于对照（图 6.10B）。幼苗的存活率在雨水丰富的年份也比较高。



图 6.10 (A) [illegible]庐物种的新种群建立中。在播种的松林中，烧除了林下层的[illegible]物的破坏。（B）在草甸乳草（*Asclepias meadii*）的种群重建[illegible]率高于幼苗，经过燃烧生境处理的高于对照。幼苗的存活率[illegible] 1996 [illegible]摄。B. 引自 Bowles et al. 1998）

在很多案例中，即使在一些看起来很适宜的环境中，珍稀植物也常常不能通过种子建立新的种群。植物学家常常在控制条件下进行种子萌发并在保护条件下培养幼苗。当植株度过了脆弱的幼苗阶段，再移栽到野外。还有一些项目，是通过在野生种群中挖到的个体（通常是受到破坏威胁，或挖取的小部分并不影响野生种群），然后移栽到其生活区外的适合生境中（Gunnarson and Sörderström 2007）。尽管这些移栽的方法常常能够确保这一物种的存活，但这并没有模拟自然的过程，并且新种群有时不能产生种子和幼苗形成下一代（Guerrant et al. 2004）。当种群更新方面的研究不断取得进展以后，我们有希望提高种群更新和种群建立的成功机会。

6.3.4 新种群的状态

建立新的种群在科学研究、保护工作、政府管理和道德规范的交叉部分产生了一些新的问题。这些问题需要得到阐明，因为在未来生物多样性危机会引起越来越多的野生物种和种群消亡，这就需要更多的种群增补、再引入和引入项目。另外在全球气候变化的背景下，如果一些物种的分布区域变得太热太干不适合生存，那么就需要把它们转移到适合的地区（McLachlan et al. 2007）。很多珍稀物种的再引入项目是由国家政府设立官方计划并管理的。要阐明并实施这些项目，保护生物学家必须以政府官员和公众能够理解的方式解释这些项目的意义和合法性（Guerrant et al. 2004）。

有时我们也可以对新种群采用不同程度的保护，例如，分为重点种群和非重点种群。重点种群是由国家珍稀物种保护相关法律法规认定的对于该物种存活至关重要的种群，它们与自然的种群一样受到严格保护。非重点种群并不受到法律的严格保护，这主要是要打消放归地点土地所有者对于保护珍稀物种会限制他们土地管理和开发的担忧。

立法者和科学家都要注意到，种群重建项目并不能替代对野生种群及其栖息地的保护。原始的野生种群最有可能具有最完全的基因库以及完整的群落关系。在很多情况下，建立新的种群和栖息地是为了缓解和补偿已经发生或即将发生的野生种群衰退和栖息地破坏。考虑到现在新种群建立的成功率很低，我们还是要优先考虑对现存种群的保护。

6.4 迁地保护

最佳的生物多样性长期保护策略是在野外保护现存的种群和生态系统，即原地保护或就地保护。然而，当珍稀物种最后保存的种群太小而难以维持，当保护措施不能阻止其衰退，或者当最后保存的个体已经处于保护区之外时，就地保护就难以取得成效。在这些情况下，防止其灭绝的最好方法就是将个体放在人工的环境中进行保护，这种保护策略即

要点：与保护现存种群和建立新种群相结合，包括动物园、水族馆和植物园在内的迁地保护措施是珍稀物种保护和公众教育的重要策略。



图 6.11 IUCN 已经宣布野马（*Equus caballus przewalski*）在野外灭绝。世界上几个动物园维持了一定数量的种群并成功进行了繁殖。最近在蒙古和中国新疆进行的再引入项目到目前为止还是成功的（图片版权归 Erich Kuchling/Westend61 / Alamy 所有）

迁地保护。有很多在野外灭绝的物种，在人工条件下生存下来，包括野马（图 6.11，保留）。有些植物如美丽的富兰克林树（见图 5.2）也仅存人工栽培的。

迁地保护和就地保护是互为补充的（Zimmermann et al. 2007）。迁地保护的长期目标是当具有足够的个体和适宜的生境时，在野外建立新的种群。迁地保护种群的个体可以定期放归，以增补就地保护的种群（图 6.12）。而对于那些难以人工培养或饲养的物种，就地保护则至关重要。

对人工饲养种群的研究能够让我们深入了解该物种的基本生物学特性并对就地保护提供新的保护策略。建立长期、可持续的迁地保护种群，可以为展示和研究提供活体材料，

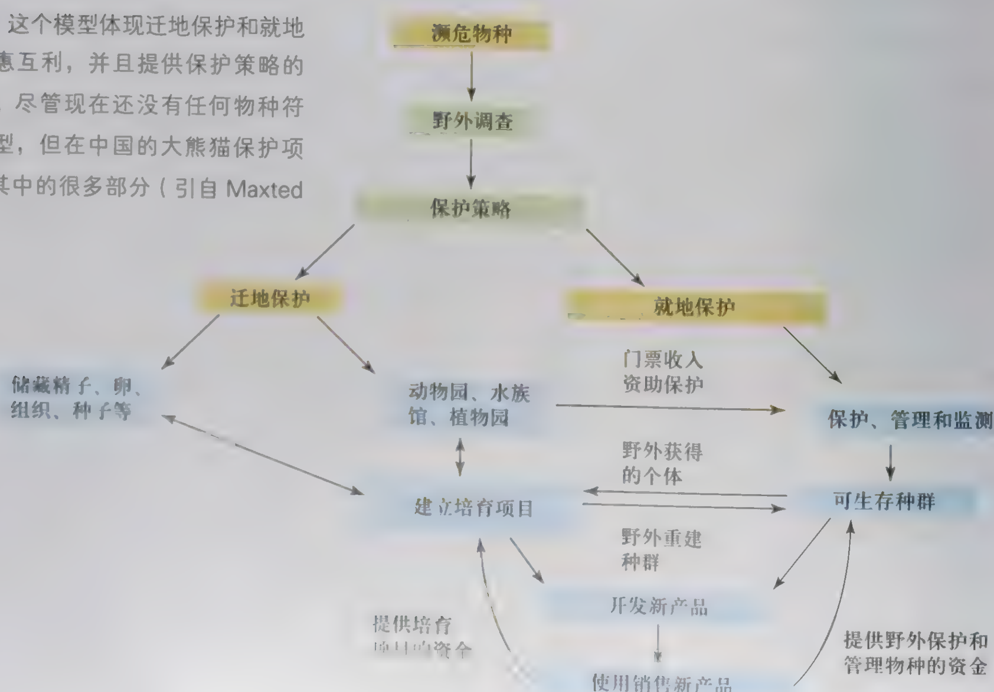


图 6.12 这个模型体现迁地保护和就地保护的互惠互利，并且提供保护策略的可选择性。尽管现在还没有任何物种符合这一模型，但在中国的大熊猫保护项目应用了其中的很多部分（引自 Maxted 2001）

以减少从野外捕获或采集该物种的个体。动物的迁地保护机构主要有动物园、狩猎农场、水族馆和私人饲养者；植物的相关机构包括植物园、树木园和种子库等。

迁地保护也有几个限制，首先，迁地保护比较昂贵。保护非洲象和黑犀牛的相同数量个体，在动物园保护费用是在东非国家公园的 50 倍。与其他保护措施相比，动物园的维持费用是极高的，在美国每年运行经费就高达 10 亿美元。另一方面，迁地保护一次只能保护一个物种，而在野外就地保护中，整个群落的很多物种都同时受到保护。

6.4.1 动物园

展示圈养的个体有助于对公众开展科普教育，以宣传物种保护的意义，激励人们保护野生个体。参观动物园的人数是相当多的，在美国每年参观人数超过 1.2 亿，而全球则高达每年 6 亿人（图 6.13；同时见第 136 页）。动物园获得的参观及相关项目的收费可以直接用于野生种群的就地保护。

动物园、连同相关的大学、政府的野生动物保护部门以及保护组织等，目前圈养约 8 000 个种或亚种的 40 万个个体，包括哺乳动物、鸟类、爬行动物和两栖动物（表 6.3）。



图 6.13　日本北海道旭山动物园的参观者正在观赏帝企鹅。动物园能够起到对公众开展保护野生动物的科普教育并为物种的就地保护研究提供便利（图片版权归 JIB Photo Communications, Inc./Alamy 所有）

表 6.3

国际物种名录系统（ISIS）统计的动物园圈养的陆生脊椎动物个体数量

地点	哺乳动物	鸟类	爬行动物	两栖动物
欧洲	72 789	82 292	21 826	7 850
北美	50 651	57 019	28 870	16 679
中美洲	5 855	4 082	1 147	193
南美	2 231	4 014	1 793	71
亚洲	7 314	16 044	2 435	283
大洋洲	5 220	8 754	3 201	645
非洲	4 265	8 478	1 549	129
总计				
所有物种	148 325	180 683	60 821	25 850
种及亚种数	2 138	3 563	1 719	475
野外出生个体比率[b]	7%	12%	18%	8%
珍稀物种[a]	34 743	95 670	31 613	2 251
种及亚种数	888	1 292	485	26
野外出生个体比率	7%	13%	19%	7%

数据来源：ISIS（2006，未发表数据）和 Laurie Bingamen Lackey(2006, 个人通讯）

[a] 指濒危物种国际贸易协定包含的物种

[b] 由于很多动物园不提供动物来源数据，因而此数据为大约数值

尽管这一数目看起来很大，但与家养宠物如猫、狗、鱼的数量相比就微不足道了。如果动物园将精力放在个体较小的昆虫、两栖和爬行动物上，由于花费相对较少，就可以饲养繁殖更多的物种。动物园应该在展示能吸引参观者的大型动物和对公众吸引较小但代表更丰富的生物多样性的小型动物之间建立平衡。

多数重要动物园当前的一个目标是建立长期可持续的珍稀动物人工繁育种群（Zimmermann et al. 2007）。动物园通常着重保护大型脊椎动物，特别是哺乳动物和鸟类，这些动物能够吸引公众，从而卖出更多门票以支持动物园的各项开支。这种大型动物的展示也会影响公众对于保护物种的倾向性。世界动物园保护战略（World Zoo Conservation Strategy）试图将动物园项目与野外的保护工作联系起来。作为该战略的一部分，全球2 000 个动物园和水族馆将在他们的公众展示和研究项目中更多地加入生态学主题以及关于濒危物种所面临威胁等方面的内容。



图 6.14 中国的大熊猫是世界上最有魅力的动物之一，它已经成为珍稀动物保护的象征。位于四川的卧龙自然保护区是大熊猫的人工繁育中心。照片中是一只年幼的大熊猫正从工作人员那里获得食物。卧龙正处在再引入项目的初期，大熊猫的放归遇到很多困难（图片版权归 LMR 集团 /Alamy 所有）

动物园和相关机构联合是发展珍稀物种人工饲养的合理选择，因为他们具备相关领域如照顾动物、兽医、动物行为、繁殖生物学和遗传学的知识和经验。动物园及相关保护组织已经着手建立机构并改进技术以建立保护动物的繁育种群，并且推动野生条件下进行保护和放归所需的新方法和新项目（图 6.14）。其中有些机构是非常专一的，例如位于威斯康星州的国际鹤类基金会，是为建立所有鹤类的人工繁育种群而设立的专门机构。目前，动物园中有少于 20% 的个体是从野生环境获得的，这一比例还会随着动物园繁育经验逐渐丰富而下降(见表 6.3)。对于珍稀哺乳动物,动物园中仅有 7% 的个体是从野生环境捕获的。

迁地保护增加了对非脊椎动物，如蝴蝶、甲虫类、蜻蜓、蜘蛛、软体动物的保护。迁地保护的另一些重要目标是珍稀家养动物品种的培育，它们为人类社会提供动物蛋白、奶制品、皮革、羊毛、农业劳力、运输业和娱乐需要等（Ruane 2000）。这些动物品种的保护种群是潜在的基因资源，有助于长期保持和改良猪、牛、羊、鸡和其他家养动物的品种。

对珍稀物种的相关知识的收集整理和传播促进了人工繁育项目的成功进行。一些国际组织，如物种生存委员会保护培育专家组（IUCN 的一个部门）、美国动物园及水族馆协会和欧洲动物园及水族馆协会，向动物园提供正确保育物种以及相关的野生动物行为和生存状态方面的信息（www.aza.org）。这些信息涉及动物的营养需求、在转运和治疗过程中的麻醉技术、最佳的居住环境、疫苗和抗体接种、以及繁育记录等诸多内容。信息的收集工作由一个中心数据库——动物记录保存系统（ARKS）所支持，由国际物种名录系统（ISIS）维护，它保存着 70 个国家 650 个成员机构包括一万个物种 200 万个体的跟踪记录。

有些珍稀动物在圈养条件下不能很好地适应和繁殖。多数情况下，通过在特殊营养、



图 6.15 通过胚胎移植繁育濒危动物斑哥羚羊（*Tragelaphus euryceros*），其代孕母亲为大羚羊，此研究在辛辛那提动物园的濒危野生动物保育研究中心进行。斑哥大羚羊在它们自己的圈养种群中也繁育成功。（图片版权为辛辛那提动植物园所有）

居住条件和行为需要方面的改进能够克服这些问题。正在开发的一些新技术被用来提高圈养动物的繁殖率。有些技术来自人类和兽医学，有些是针对特别种类的新方法，来自一些专门的研究机构，如位于美国辛辛那提动物园的林德纳濒危野生动物保育研究中心和位于新奥尔良的奥特朋研究所物种生存中心。

这些技术包括替代养育，既由常见物种养育珍稀物种的后代；当成熟个体生活在不同的地方或者对交配不感兴趣时进行的人工授精；在理想条件下对卵进行人工孵化；胚胎移植，即将珍稀动物的受精卵移植到常见种的代孕母亲体内（图 6.15）。这些技术大多都很昂贵并只适用于少数种类。一个新的保存方法是低温法，即将濒临灭绝物种的卵子、精子、胚胎和组织保存在低温环境下，创立一个“冷冻动物园”。我们希望在未来通过诸如细胞克隆等的新技术，能够重建这些物种。

饲养圈养动物在保护价值上也有一些限制。生活在圈养条件下的动物通常失去了一些在野生环境下所需的行为能力。而且，圈养种群可能产生遗传、生理和形态上的变化，使它们回到野外时难以适应自然环境。在圈养时感染的一些疾病也使它们不适合进行放归。当研究者开展迁地保护项目以保护某一物种时，他们必须首先明确一系列社会伦理道德问题（Zimmermann et al. 2007）：

（1）建立迁地保护种群对野生种群有何益处？

（2）建立一个珍稀物种的圈养种群而不知道它在自然环境中是否能存活，真的代表保护措施的成功吗？

（3）这些圈养的物种主要是为了这些个体的利益还是整个物种的利益，是动物园的经济利益，还是为了给动物园参观者带来快乐？

（4）这些圈养动物获得了基于其生物学需求的适当照料了吗？

（5）关于保护问题我们对公众进行了足够的科普教育了吗？

6.4.2 水族馆

目前，全世界水族馆约有 60 万鱼类个体（图 6.16）。多数鱼来自野生环境，但人们也在改进繁育技术以减少从野外获取珍稀鱼类。我们希望水族馆繁育的珍稀水生种类的种群能最终放归到野生环境中去。

鱼类繁育项目利用室内水族馆、半自然水体、鱼类产卵地和渔场。很多相关技术都来自渔民对经济种类如鲑鱼、鲈鱼、大麻哈鱼等的大规模繁育。还有一些技术来自鱼缸宠物交易，商人要繁育热带鱼进行销售。很多繁育濒危海洋鱼类、无脊椎动物和珊瑚类的项目都刚刚起步，但这是一个充满希望的研究领域。

为了应对水生种类面临的威胁，水族馆工作的鱼类学家、海洋哺乳动物学家和珊瑚礁专家越来越多地与海洋研究机构、政府渔业部门以及保护组织一起，开展保护丰富的自然群落和特别关注的种类。水族馆对于濒危鲸类的保护起到了重要作用。水族馆的人员通常应公众要求，帮助处理搁浅或在浅水中迷路的鲸。水族馆可以从常见物种的工作中获得经验教训，并应用到帮助濒危物种的项目中。

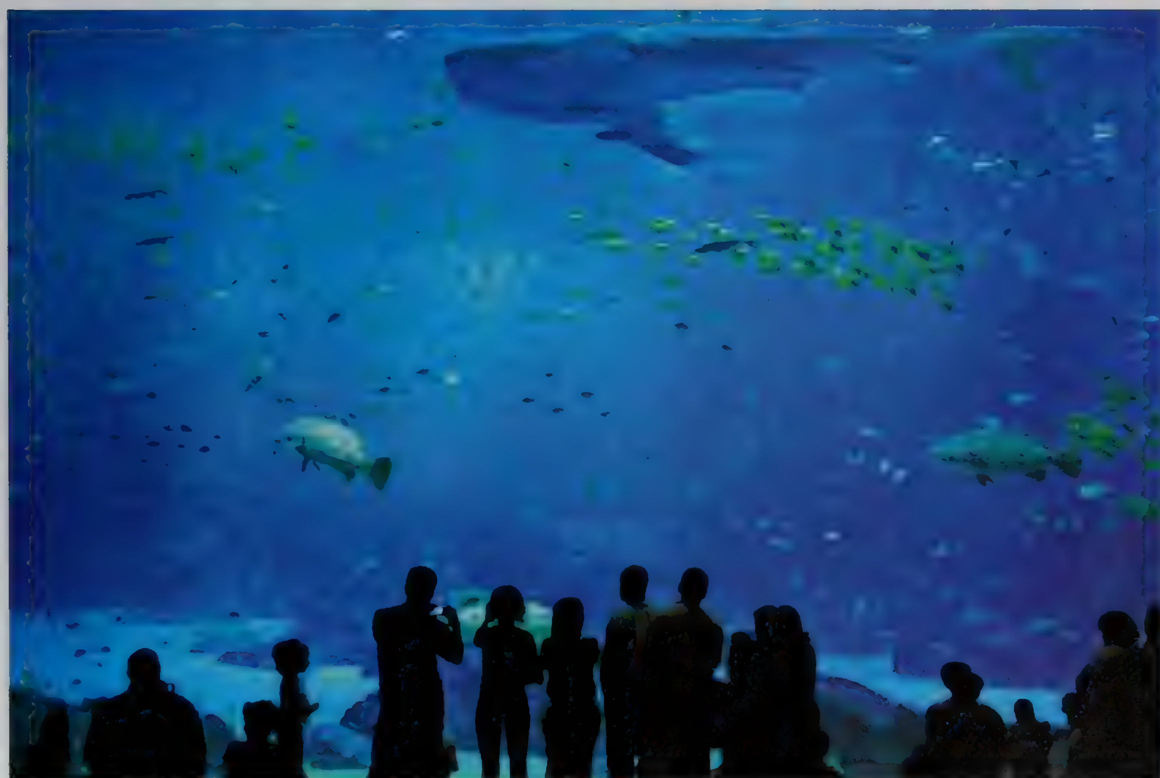


图 6.16 公共水族馆参与了就地和迁地保护项目，并且在关于海洋保护问题的公众科普教育方面起到了重要作用（图片版权归 Anton Bryskin/shutterstock 所有）

水生生物多样性的迁地保护在全球水产业迅猛发展的背景下尤为重要。这些水产业包括温带地区广阔的鲑鱼、鲤鱼和鲶鱼等的渔场、热带地区的捕虾场以及中国和日本生产的1.2亿吨水产品。当鱼类、蛙类、软体动物和甲壳类动物的人工饲养不断增加以满足人类需要时，我们有必要保存它们的基因库，以继续改良这些物种、提高它们的抗病能力以及对难以预料的威胁的抵抗能力。未来我们面临的挑战就是要在迅速增长的水产产量和保护受人类威胁的水生生物多样性之间寻找到平衡点。

6.4.3 植物园

全世界1 600个植物园收集了重要的植物种类，这是植物保护的重要资源。目前植物园收集的植物包括8万种植物的400万植株，物种数约占世界植物区系的30%（Guerrant et al. 2004; www.bgci.org）。如果我们考虑那些生长在温室、引种驯化基地、私人花园的植物，数量还会更大。英国的皇家植物园是世界上最大的植物园，它培养了约25 000种植物，约占世界植物总数的10%，其中2 700种是IUCN列出的受威胁物种。一个令人兴奋的新植物园是位于英国西南部的伊甸园计划，它在一系列圆顶大温室中向公众展示5 000多种经济植物（图6.17）。植物园越来越把精力放在培育珍稀植物物种上，有些也特化为针对某些类群的专类植物园。



图6.17 [illegible]园顶大温室内培育了5 000多种经济植物（图片版权归Jack Sullivan / [illegible]）

植物园的很多工作人员经常是公认的在植物鉴定、分布和保护状态方面的权威。另外，植物园还对每年 2 亿左右的参观者进行物种保护方面的科普宣传。在全球范围内，植物保护首先要考虑的工作包括建立世界范围的数据库以协调植物采集活动，并确定哪些重要植物物种还没有收集或收集不够。此外，由于现存的植物园大多在温带地区，建立热带地区的植物园也是国际植物园组织的一个重要目标。

我国现代植物园的历史仅有 100 年左右。新中国成立前我国植物园发展极为缓慢，到 1949 年全国仅 8 个植物园，包括南京中山植物园 (1929 年)、庐山植物园 (1934 年)、台湾恒春植物园（1906）、辽宁熊岳树木园（1915）和台北植物园（1921）等。由于经济和战争的双重影响，到中华人民共和国成立时只有庐山植物园具有一定规模。

随着新中国的成立，植物园的建设迎来第一个高峰。这一时期主要是中国科学院创建的植物园，如人们所熟悉的北京植物园（1955）、西双版纳热带植物园（1959）、华南植物园（1956）等。进入 20 世纪 80 年代。随着经济发展、植物资源开发利用和保护的需要，我国植物园的建设如雨后春笋般蓬勃发展。目前,我国大约有 180 个植物园（包括树木园）。

我国的植物园按功能可分为 5 类：以中国科学院的植物园为代表的科学植物园，功能包括物种保存、科学研究、资源开发和公众教育等方面；城建、园林或旅游部门建立的以植物展示和休闲娱乐为主的植物园，比较突出的如北京市植物园、杭州植物园等；教育部门建立的以植物教学、实习为主的植物园，如北京教学植物园、南京林业大学树木园等；医药部门建立的以药用植物收集展示为主的植物园，如北京药用植物园、南宁药用植物园等；农林部门建立的专门收集林木资源的植物园，如南岳树木园、长沙植物园等。

6.4.4 种子库

除了生长的植株，植物园和研究所也从野生和培育植物上收集种子，这些种子有时称为种子库，可以看作是它们生活植株的一个备份。世界约有 10% 植物的种子保存在种子库中。在种子采集时，人们尽量从其分布区的各个种群中采集，以包含该物种遗传变异的范围（Guerrant et al. 2004）。

多数植物的种子能在低温干燥的种子库中储存较长时间，然后进行发芽。对于迁地保护来说，种子保持休眠状态的能力很有价值，因为这能让我们用很少的花费和监管就能在很小的空间中保存大量的珍稀物种的种子。全世界有超过 50 个重要的种子库，其中很多位于发展中国家，他们在国际农业研究顾问组（CGIAR）的协调下开展活动。当某个种子库出现电力供应中断、设备出现问题、或者资金用完等情况时，整个种子库就会破坏。挪威最近新建了一个种子库，它建在永冻带以下，能在一定程度上解决上述问题。

有大约 15% 的植物种类（主要来自热带森林），它们的种子既不休眠又不耐低温储藏以至不能保存在种子库中。其中的一些种类能够在控制的条件下进行组织培养或者通过扦插的方法进行无性繁育，当然这些方法目前比通过种子进行繁育要昂贵得多。



图 6.18 农作物在世界的某些特地区表现出很高的遗传多样性，这些地区通常是相关农作物首先驯化的地点或者是仍然沿用传统耕作方式种植该作物的地区。这种遗传多样性对于保持农作物的产量极为重要（图片由 Garrison Wilkes 惠赠）

种子库已经被国际农业组织采纳为对水稻、小麦、玉米等农作物进行遗传可变性保藏的有效方法（图 6.18）。这些遗传可变性对于保持和提高现代作物的产量以及提高它们对酸雨、干旱、土壤盐渍化等环境变化的适应能力方面具有重要意义。研究者正在与时间赛跑以保存这些遗传可变性，因为全世界的农民和农场主正在放弃当地的农作物品种，转为种植标准化的高产品种（Altieri 2004）。此外，尽管农作物的很多野生近缘种在农作物改良中极其重要，它们也没有在种子库中得到足够的保藏。

国家重大科学工程“中国西南野生生物种质资源库”（以下简称“种质资源库”）由著名植物学家吴征镒院士1999年致信国务院总理朱镕基建议立项，于2004年得到国家发改委的正式批复，2005年开工建设，2007年建成并投入试运行，总共投资约1.48亿元。

建成后，种质资源库主要包括种子库、植物离体种质库、DNA库、微生物种子库、动物种质库、信息中心和植物种质资源圃。同时建立研究中心，主要学术方向是种子生物学、植物基因组学和保[illegible]年内，种质采集将达到6 450种66 500份（株），15年内将达到19 00[illegible]中包括重复保存的种类、复份、菌株和细胞

株或细胞系。

种质资源库从 2005 年底就开始了野生植物种子的采集和保存工作。通过与西南、西北、华中、华北，以及华南和华东地区部分省市区 15 个单位合作，截止 2008 年，已组织了 200 多人的采集团队，在科技部平台项目的支持下，已完成 3 000 种 10 129 份种质资源的标准化整理和整合，采集了 15 028 份重要野生植物种质资源，共享的种质资源信息超过 10 000 份，并实现了 710 种 1 764 份种质资源的实物共享。其中对弥勒苣苔、云南蓝果树、喜马拉雅红豆杉、云南金钱槭等重要珍稀濒危物种的保存引起了国内外关注。（见中国西南野生生物种质资源库网站 www.genobank.org）

关于种子库的一个主要争论是农作物遗传资源的所有权和控制权（Guerrant et al. 2004）。过去那些通常来自发达国家种子库的研究者，能够自由地从发展中国家收集种子和植物组织，然后把它们送到研究站和种子公司。但是当种子公司用这些种子通过成熟的繁育项目和田间测试，发展出新的“精品”品系后，他们就会以高价把种子卖回到发展中国家以追求利益最大化。发展中国家现在质疑为什么他们要无偿地提供遗传资源却要花高价购买由这些资源衍生的种子。《生物多样性公约》正在制定遗传资源获取与惠益共享的国际制度，计划在 2010 年于日本名古屋召开的第十次缔约方大会上审议通过，以约束遗传资源的使用者和提供者之间公平公正地共享惠益。目前，主要是通过《关于获取遗传资源并公正和公平分享通过其利用所产生惠益的波恩准则》来平衡遗传资源的使用者和提供者之间的关系（www.cbd.org）。有些国家通过类似的协议来保护自己的利益，例如哥斯达黎加政府与 Merck & Co 公司达成的基于野生物种衍生产品的协议（见第 3 章）。我们将跟踪这些协议的执行以确定是否是双方互利满意的，以及是否可以成为以后协议合作的典范。

6.5 物种的法律保护

一旦保护生物学家确认一个需要保护的物种，就需要通过相关法律法规和签署条约来实施保护措施。国家法律在国家水平进行物种保护，而国际公约处理国家间的物种保护和相关贸易。

6.5.1 国家法律

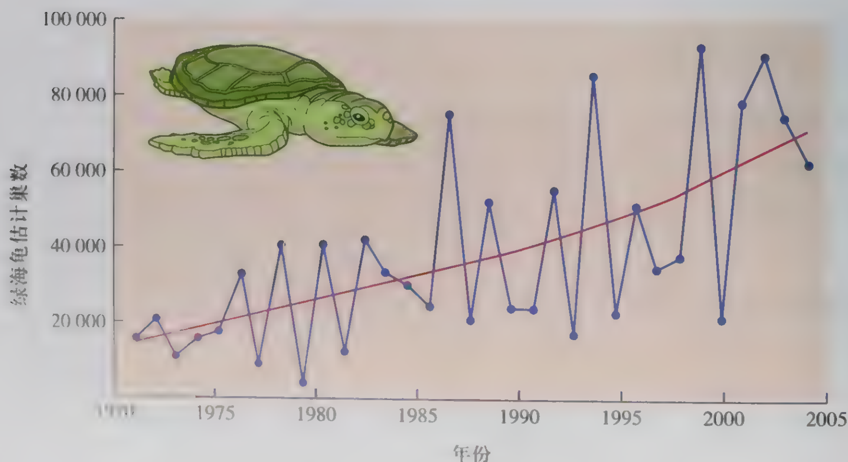
很多国家的公众已经意识到，保护一个健康的环境和物种与人类自身的健康和生存息息相关。这些国家的政府和相关组织接受这一观点，并且在各个水平的生物多样性保护方面起到了重要作用。一些相关法律法规得以通过，包括建立国家公园，规范捕鱼、伐木和放牧活动，以及限制向空气和水体中排放污染物等。严格限制濒危物种贸易的国际条约也在国内实施并加强了边境控制。对一个国家保护生物多样性承诺的真实量度，要看这些法

律法规和国际条约的实施成效。

在欧盟国家，濒危物种保护是通过国内执行国际公约，如CITES、Ramsar湿地协定等来开展的。IUCN的国际濒危物种红色名录及国内红皮书也被赋予优先保护地位(Fontaine et al. 2007)。另外，欧洲动物区系数据库提供了13万种陆生和淡水物种的分布信息。欧洲国家通过欧盟采纳的方针进行物种及其栖息地的保护，这些方针贯彻了早期伯尔尼协定（Bern Convention）的精神。有些国家也有一些额外的法律法规，如英国通过的旨在保护濒危动物栖息地的1981野生动物与乡村法案。

哥斯达黎加加勒比海岸绿海龟种群的恢复是很多因素共同作用的结果（图6.19）。在过去的几十年里，对成年海龟和海龟蛋的采集是过度的。哥斯达黎加政府通过一系列法案保护这一濒危物种。首先，政府在1963年开始禁止在Tortuguero海滩捕捉海龟和收集海龟蛋。然后，在1969年停止了海龟产品的出口。最后，政府于1970年建立了Tortuguero国家公园来保护整个地区。通过颁布海龟禁捕令以及人们意识到海龟筑巢产卵对旅游业的巨大价值，保护逐步扩展。尼加拉瓜以及周围国家已经签署了CITES条约，并开始实施保护措施。这些措施的最终结果就是，在过去35年筑巢产卵海龟的数量已经达到原来的3倍(Troëng and Rankin 2005)。

尽管已经颁布法规保护生物多样性，但政府经常对公众的环保要求反应迟缓。有些国家的中央政府会将自然资源和保护区域的管理决策权赋予地方政府、村委会或保护组织(WRI 2003)。



[illegible]哥斯达黎加Tortuguero海滩筑巢产卵的绿海龟数量[illegible]数量增长的趋势（引自Troëng and Rankin 2005）

6.5.2 美国濒危物种法案

美国保护濒危物种的基本法律是美国濒危物种法案（ESA），它由美国国会颁布，“旨在提供一些手段，使濒危和受威胁物种所依赖的生态系统得以保持，并且提出对濒危物种进行保护的项目”。尽管常常引起争议，美国濒危物种法案已经成为其他国家相似立法的典范（Stem et al. 2005）。如果某一物种列在濒危和受威胁物种的官方名录上，它就会处于美国濒危物种法案的保护之下。作为保护的一部分，要求针对名录上每个物种都有恢复计划。

在美国濒危物种法案中，“濒危物种”定义为那些由于人类活动或自然原因导致其很可能在大部分或全部栖息地灭绝的物种；“受威胁物种”系指那些在不久的将来很可能濒危的物种。内务部和商业部，分别通过渔业与野生动物管理局（FWS）和国家海洋渔业管理局（NMFS）对濒危和受威胁物种名录进行管理，他们可以根据获得的信息从名录中增添或删除物种。1973 年以来，已经有超过 1 200 个物种添加到这一名录中，其中包括一些众所周知的种类，如秃鹰（*Haliaeetus leucocephalus*）和灰狼（*Canis lupus*）。

美国濒危物种法案要求所有政府机构要与渔业与野生动物管理局和国家海洋渔业管理局进行沟通，以确定他们的活动是否会影响名录上的物种。美国濒危物种法案禁止会损害保护物种及其栖息地的活动。对栖息地的保护很重要，是因为很多对物种的威胁都来自土地上的一些活动，如采矿、伐木和放牧等。通过保护栖息地，美国濒危物种法案有效地利用名录上的物种作为指示物种，进而保护整个生物群落及其中的成千上万的物种。美国濒危物种法案也禁止个人、企业和地方政府捕获或采集名录上的物种、损害这些物种（包括破坏其栖息地），并禁止一切这些物种的贸易行为。将保护扩展到私人领地对物种的恢复极为重要，因为有约 10% 的濒危物种只存在于私人领地上（Stein et al. 2000）。尽管美国濒危物种法案提供了法律资源，但得到私人土地所有者的善意合作对于恢复工作也是非常重要的（Wilcove and Lee 2004）。

很多物种只是在现存个体数少于 50 个时才被列入濒危物种名录，这使他们恢复起来非常困难（见第 5 章）。与其等待一个物种的情况恶化而列入濒危名录，不如尽早列出处于衰退之中的物种名录，这有助于该物种的恢复并使其能够尽早从名录中去除。尽管世界大部分物种是昆虫和无脊椎动物，美国濒危物种法案名录中的大部分是植物（745 种）和哺乳动物（超过 300 种）。很显然，需要更多的努力去研究那些知之甚少和未得到正确评价的无脊椎动物类群，并把濒危物种名录扩大到那些需要保护的物种。

美国濒危物种法案在美国已经成为保护生物学家和商业利益的争论来源。由于美国濒危物种法案对于名录上的物种保护措施非常强，以至于商业利益和土地所有者常常四处游说，反对将他们土地上的物种列上名录。在极端情况下，土地所有者通过消灭其土地上的濒危动物来规避美国濒危物种法案的条款。这也正是生活在科罗拉多州和怀俄明州的草原林跳鼠（*Zapus hudsonius preblei*）在其 1/4 栖息地上所面临的命运（Brook et al.

要点：美国濒危物种法案对于名录上的物种具有很强的保护效力，环境和商业团体常常向彼此作出妥协，即在保护某些物种的同时，允许进行有限度的开发。

2003）。显然，土地所有者必须得到某种方式的补偿以及公开的激励以使他们支持美国濒危物种法案的条款。

另一个重要的障碍是物种很难恢复，或者其面临的威胁因素降低到可以将该物种从名录上删除的程度。正因为这样，在保护名录上的1 200多个物种中，至今仅有13个物种从名录上删除。最著名的成功案例包括棕鹈鹕、美洲游隼、北洛基山狼以及美洲鳄。秃鹰最近也从名录上删除，因为它在海拔较低的48个州的数量已经从上世纪60年代的400对增加到目前的7 000对。总体上，保护名录上有1/3的物种仍然在衰退，1/3的物种保持稳定或增加，有1/3的物种状态不清楚（Taylor et al. 2005）。由于种群数量很少并且还很脆弱，即使那些有可能从保护名录中删除的物种，也需要一定程度的保护以维持其种群（图6.20；Scott et al. 2005）。

对于大多数物种来说，恢复计划的实施难度主要不在生物学上，而是来自政治上、行政上，归根到底是经济上的问题（Hagen and Hodges 2006）。渔业与野生动物管理局每年在美国濒危物种法案相关活动上花费约3.5亿美元，其中大部分用于土地获取和土地管理的准许上。据估计，政府每年需要投资6.5亿美元，才能有效实施对名录上所有物种的恢复项目（Taylor et al. 2005）。

与美国濒危物种法案保护有关的利益纠葛，常常迫使商业组织、保护团体和政府作出

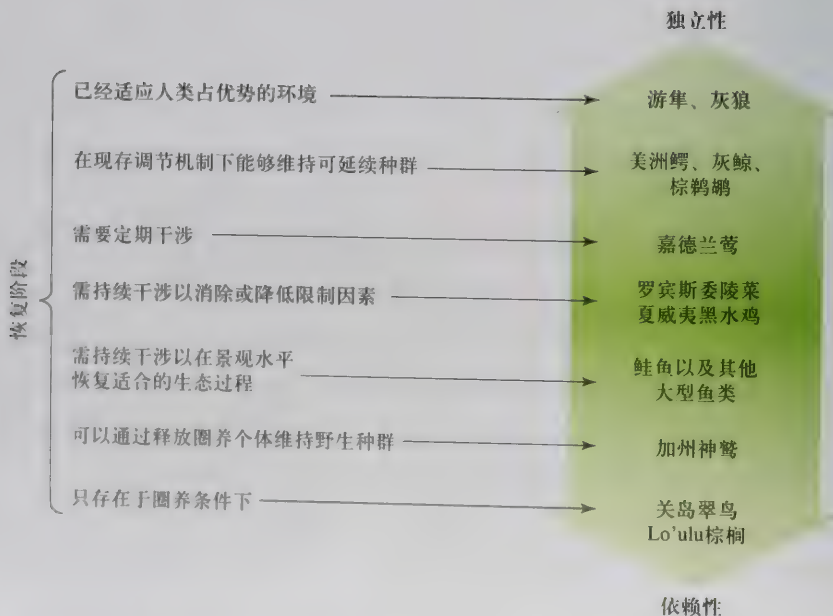


图6.20 [illegible]常需要主动的管理和干预以使其恢复。从不需要人类干预到需要依赖于人类干预的不同种类，构成一个连续体（引自 Scott et al. 2005）



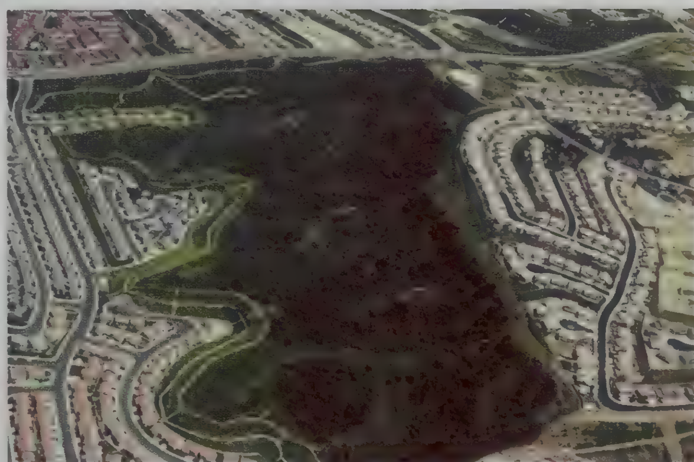


图 6.21 （A）加州蚋莺（*Polioptila californica*）；(B) 在加州南部，已经栖息地保护计划建立了以保护加州蚋莺栖息的矮灌丛群落，防止无序开发和生境破碎化。（A、B 分别由 B Moose Peterson 和 Claire Dobert 摄，美国渔业与野生动物管理局惠赠）

妥协，以协调保护和商业利益之间的关系。为了提供法律机制以实现这一目标，国会 1982 年对美国濒危物种法案进行了增补，允许制定栖息地保护计划（HCPs）。栖息地保护计划是区域性的计划，它允许在指定区域进行开发但同时要保护残存的生物群落和生态系统，这些生态系统中含有真正的或潜在的濒危物种。这些计划由包括开发者、保护团体和地方政府在内的相关各方共同拟订，并由渔业和野生动物管理局批准。到 2001 年，已经有 442 个栖息地保护计划获得通过，涵盖了 1 600 万 hm^2 的 500 个物种（图 6.21）。在加州河滨实施的一个新项目中，开发者在提供基金购买野生动物避难所后，获准在斯蒂芬袋鼠的栖息地进行建筑活动。

栖息地保护计划并不完美，人们正在试图创建新一代的保护计划。试图去保护更多的种类、整个的生态系统和生物群落；试图扩展到更大的地理范围；试图包括更多的计划、更多的土地所有者和更多的司法权利。

6.5.3 中国野生动物保护法

《中华人民共和国野生动物保护法》于 1988 年 11 月 8 日第七届全国人民代表大会常务委员会第四次会议通过，1988 年 11 月 8 日中华人民共和国主席令第 9 号公布，1989 年 3 月 1 日起施行。2004 年 8 月 28 日第十届全国人民代表大会常务委员会第十一次会议修订。《中华人民共和国野生动物保护法》分为总则、野生动物保护、野生动物管理、法律责任和附则，共 5 章，42 条（具体法律条款见中国政府网相关网页（http://www.gov.cn/flfg/2005-08/05/

content_20814.htm)。

我国野生动物保护法制定的目的是保护、拯救珍贵和濒危野生动物，保护、发展和合理利用野生动物资源，维护生态平衡。该法的调整范围是在我国开展的所有野生动物的保护、驯养繁殖和开发利用活动。其中的野生动物，是指珍贵、濒危的陆生或水生野生动物和有益的或者有重要经济、科学研究价值的陆生野生动物。

我国野生动物保护法规定，野生动物资源属于国家所有，同时国家保护依法开发利用野生动物资源的单位和个人的合法权益。国家对野生动物实行加强资源保护、积极驯养繁殖、合理开发利用的方针，鼓励开展野生动物科学研究。在野生动物资源保护、科学研究和驯养繁殖方面成绩显著的单位和个人，由政府给予奖励。我国公民有保护野生动物资源的义务，对侵占或者破坏野生动物资源的行为有权检举和控告。各级政府应当加强对野生动物资源的管理，制定保护、发展和合理利用野生动物资源的规划和措施。

我国野生动物保护法规定，国务院林业、渔业行政主管部门分别主管全国陆生、水生野生动物管理工作。省、自治区、直辖市政府林业行政主管部门主管本行政区域内陆生野生动物管理工作。自治州、县和市政府陆生野生动物管理工作的行政主管部门，由省、自治区、直辖市政府确定。县级以上地方政府渔业行政主管部门主管本行政区域内水生野生动物管理工作。

国家重点保护野生动物名录(1988年12月10日国务院批准1989年1月14日林业部农业部发布施行)，列出了国家重点保护的（I级和II级）野生动物，包括哺乳纲、鸟纲、爬行纲、两栖纲、鱼纲、文昌鱼纲、珊瑚纲、腹足纲、瓣腮纲、头足纲、昆虫纲、肠腮纲的99科动物（www.mep.gov.cn)。

6.5.4 国际公约

我们需要国际协定和公约来进行物种及其栖息地保护，这有以下几个原因：(1) 物种会在国家间迁徙或迁移；(2) 存在生物制品的国际贸易；(3) 生物多样性的贡献具有国际意义；(4) 对生物多样性的威胁常常是国际范围的。有些国际团体，如联合国环境规划署(UNEP)、联合国粮农组织以及IUCN，推动了全球的生物多样性保护。这些国际团体采取行动，鼓励国家参加并履行国际条约。

濒危野生动植物种国际贸易公约（CITES，www.cites.org）的秘书处设在瑞士，1973年有80个国家对公约文本达成一致，1975年7月1日生效，是保护濒危物种的重要机制。CITES附录列出的物种，其国际贸易受到监控。缔约方（截止2009年3月有175个缔约方）同意限制这些物种的贸易和破坏性开发。管制的植物包括兰花、苏铁、仙人掌、食肉植物、树蕨等园艺种类和用材树种，野外采集的种子也越来越多地纳入管制范围（www.cites.org）。对动物来说，严格管制的种类包括鹦鹉、大型猫科动物、鲸类、海龟、捕获的鸟类、犀牛、熊、灵长类等。由于宠物、动物园和水族馆贸易而进行的物种收集，以及杀死物种

以获取其皮毛或其他商业产品也受到严密监控。

国际公约如 CITES，是在一个国家批准了该公约并通过了相关法律后得以实施的。一些非政府组织，如 IUCN 专家组、世界自然基金会（WWF，www.wwf.org）、野生生物贸易监测网络（TRAFFIC，www.traffic.org）、UNEP 世界保护监测中心的野生动物贸易监测单元等，向各国政府提供 CITES 法律和执行方面的建议。各国可以在 IUCN 的濒危物种红色名录的基础上，建立本国的濒危物种红皮书（Red Data Books）。法律既保护国际 CITES 附录中的物种，也保护国内濒危物种红皮书列出的物种。一旦一个国家通过了保护的相关法律，警察、海关检查人员、野生动物官员和其他政府工作人员就能够逮捕、起诉那些持有和交易保护物种的人，同时没收相关的生物及其制品（图 6.22）。一个值得注意的成功案例是 CITES 禁止了象牙贸易，此前偷猎已经导致非洲象种群的严重衰退（Ginsberg 2002）。

另一个重要的公约，是 1979 年签署的保护迁徙野生动物物种公约(CMS, 也称波恩公约，www.cms.int)，它将鸟类作为主要的关注点。波恩公约是 CITES 的重要补充，它鼓励旨在保护国家间迁徙鸟类的国际工作，强调用区域手段进行研究、管理和狩猎管制。



图 6.22 美国海关官员正在登记在边境缴获的非法野生动物产品（John and karen Hollingsworth 摄，美国渔业与野生动物管理局惠赠）

其他重要的国际公约包括：

- 南极海洋生物资源养护公约（CCAMLR, www.ccamlr.org）
- 国际捕鲸管制公约，它成立了国际捕鲸委员会（IWC, www.iwcoffice.org）
- 国际鸟类保护公约和比利时－荷兰－卢森堡鸟类捕猎和保护公约
- 中西部太平洋高纬度洄游鱼类种群养护和管理公约（WCPFC, www.wcpfc.int）

所有国际公约的一个主要缺陷就是必须得到一致同意，也就意味着很多必要的措施常常因为一个或少数几个国家的反对而不能实行。而且，各国是自愿参加的，他们可以不理会这些公约而追求他们自己的利益。这个缺陷在捕鲸问题上尤为突出，有几个国家决定不遵守国际捕鲸委员会 1986 捕鲸禁令，日本政府以科学研究为借口，宣布继续出动舰队进行捕鲸作业。公约组织对于募集履约资金有一定作用，但缺乏监督机制以确保各缔约方严格履行公约，能够采取的措施主要是靠说服和公众压力。



小结

1. 保护生物学家通常通过种群监测，来确定珍稀物种是处于稳定状态、波动还是衰退之中。了解珍稀物种的自然史，常常是保护和管理它们的关键。对于某些珍稀物种，它们多为集合种群，种群间通过某种程度的个体迁移相联系。
2. 种群生存力分析利用种群统计学、遗传学和环境数据来评估不同的管理手段可能对种群未来的持续能力有多大影响。
3. IUCN 提出了定量评价标准，将物种分为 9 个不同的保护等级：灭绝、野外灭绝、极度濒危、易危、接近受危、略需关注、数据不足、未评估。
4. 人们可以利用圈养或野外捕获的个体在野外建立新种群。动物在放归后有时需要某种程度的维护措施。植物向原生地的引入可以通过种子、幼苗或成株的移栽进行。
5. 有些在野外面临灭绝的物种可以在动物园、水族馆、植物园和种子库中得以维持，称为迁地保护。这些圈养的个体有时可以用作种群野外重建。
6. 国家法律在国境之内保护物种多样性。这一类法律包括美国濒危物种法案、中国野生动物保护法和其他国家保护濒危物种的法律。
7. 在国际范围内，CITES 用来管理和监测濒危物种的贸易。有些国家，尤其是欧盟国家，也用这些国际公约在国家内进行物种保护。



讨论题

1. 找出严重濒危的野生物种。它们的情况如何？从遗传学、生理学、行为和生态学等方面阐述，种群小对它们有何种影响？
2. 你如何判断一个再引入项目是否成功？提出简单的标准，然后进行细化。在你的标准中注意考虑应用种群统计学、环境和遗传学因素。
3. 如果每个物种都进行了圈养，是否生物多样性就得到了足够保护？这样是否可能？是否可行？将每个物种的组织样本进行冷冻保藏对保护生物多样性有何帮助？这种措施是否可能？是否可行？
4. 有那么多的法律法规保护濒危物种，为什么有些濒危物种还在继续丧失？为什么很多濒危物种没有很快恢复？

推荐阅读

Adamski, P. and Z.J. Withkowsk. 2007. Effectiveness of population recovery projects based on captive breeding. *Biological conservation* 140:1-7. 介绍恢复项目的监测和评价方法。

Armstrong, D.P. and P. J. Seddon. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 20-25. 当考虑进行物种再引入计划时，需要回答的关键问题。

Donald, P. E., F. J. Sanderson, I. J. Butterfield, S.M. Bierman, R. D. Gregory and Z. Walicky. 2007. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science* 317:810-813. 实施保护计划的国家，其鸟类种群明显增加。

Donlan, J and 11 others. 2006. Re-wilding North American. *Nature* 436: 913-914. 一些保护生物学家建议在美洲平原上建立非洲大型狩猎动物的种群。

Fontaine, B. and 70 others. 2007. the European Union's 2010 target: Putting rare species in focus. *Biological Conservation* 139: 167-185. 为阻止生物多样性丧失，欧盟对13万个物种受威胁的情况进行了分级。

Goodall, J. 1971/2000. *In the Shadow of Man*. Houghton Mifflin / Mariner Books, New York. 一部经典著作，作者在书中介绍了她的研究方法，以及关于黑猩猩自然史的重要发现。

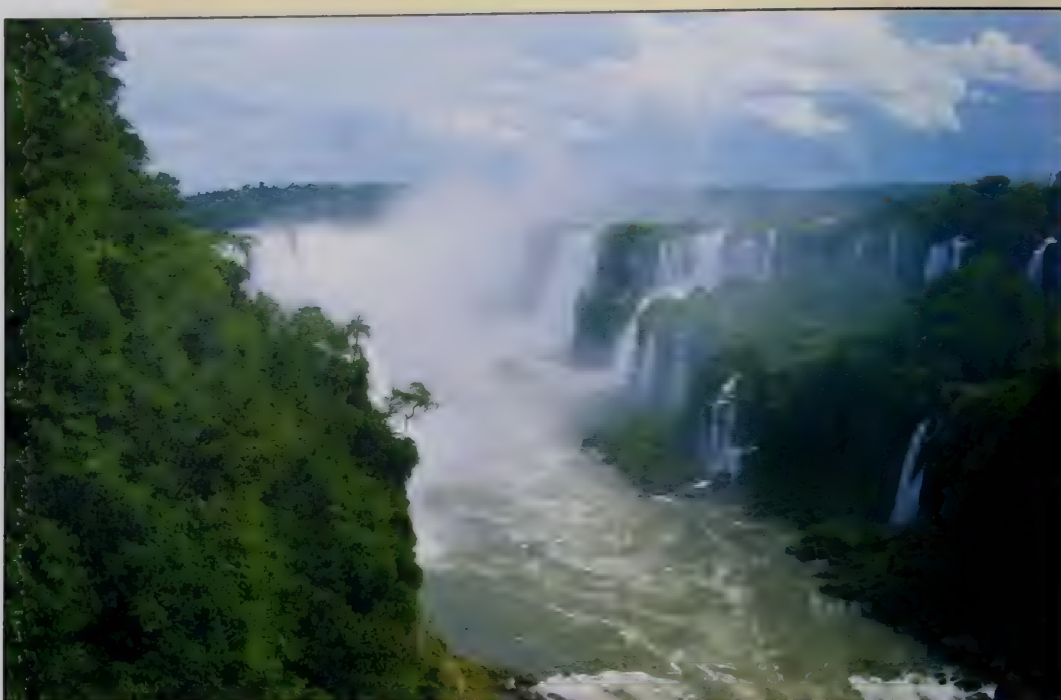
Grenier, M. B., D.B. McDonald and S. W. Buskirk. 2007. Rapid population growth of critically endangered carnivore. *Science 317*: 779. 黑足雪貂的再引入项目曾经面临诸多问题，但现在已经表现出成功的迹象。

Miller, B. and 9 others. 2004. evaluation of the conservation mission of zoos, aquariums, botanical gardens, and natural history museums. *Conservation Biology* 18: 86-93. 为了提高这些机构的效率，需要回答的8个难题。

Taylor, M. F. J., K. F. Suckling and J.J. Rachlinski. 2005. the effectiveness of the Endangered Species Act: A quantitative analysis. *Bioscience* 55: 360-366. 美国濒危物种法案在保护物种上是否获得了成功?

Zimmermann, A., M. Hatchwell, L. Dickie and C. D. West (eds) 2008. *Zoos in the 21st Century: Catalysts for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. 很多现代动物园将就地保护作为我们的工作之一，并且在全球生物多样性的保护和管理中起到了越来越重要的作用。

（梁宇 编译，马克平 审定）



世界遗产地保护令人敬畏的自然地标，例如巴西的伊瓜苏（Iguacu）瀑布（见第 182 页）

第7章 自然保护地

生态系统类型复杂多样，有的从未受人类活动干扰但数量极少，如海底生物群落和亚马逊偏远处的热带雨林，有的却受人类活动的强烈干扰，如城市、农田、人工池塘及高度污染的河流和湖泊。即使是地球上最偏僻的地方都有人类活动的痕迹，如 CO_2 升高、气候变暖、化学污染及资源产品的采集等；而即使是人类活动最强烈的地区，也有从未受人类活动影响的原生群落。

全球中度干扰的生境分布范围最广，是保护生物学研究最具有挑战性的领域，也是保护生物学研究的理想场所。择伐林、过度捕捞的海洋及放牧草地孕育着丰富的生物多样性。保护就是在生物多样性和生态系统功能保护与人类对自然资源的利用之间寻求一种平衡或折衷。

保护地是通过法律手段或传统风俗划定的一定面积的陆地或海洋，其目的是为了保护生物多样性及其相关的自然和文化资源（WRI 2003）。保护生物多样性最有效的方式是保护原始健康生态系统的完整性。对自然规律的有限认识和对资源的有限支配使人类只能维持地球上数量非常有限的物种，而保护地的建立是物种保护的最佳途径。保护生态系统涉及五个方面，即建立单个保护地、构建保护地网络、有效管理保护地、保护地之外的生境保护和退化生物群落的恢复。本章论述前三个方面，保护地以外的保护及生物群落的恢复将在第八章中讨论。

7.1 保护地的建立和分类

建立保护地有多种因素，常见的如下：

- 国家、地区或地方决定建立的保护地；
- 私人或保护组织购买土地建立的保护地；
- 大学或研究机构建立的用于开展生物多样性保护、研究和教育的生物研究基地；
- 传统社团及原住民建立的保护地。

通过制定法律和购买土地等方式建立保护地尽管不能确保生境完全受到保护，但至少可以为生境保护奠定基础。建立保护地的另外一种方式是通过发展中国家政府、国际保护组织、跨国银行、教育研究组织以及发达国家政府之间的联合，为保护地的建立筹集资金、开展集中培训并为保护地的建立汇集保护地研究和管理的专业知识。

传统社团为了维护其原有的生活方式、保护自己的土地，也可能建立保护地。目前这种类型的保护地已有不少，其建立的目的是为了保护当地居民的宗教和文化信仰。美国、加拿大、哥伦比亚、巴西、澳大利亚及马来西亚等国家政府已经认识到传统社团应该对其从事生活、打猎及农业活动的土地拥有所有权和使用权。而多数情况下，对土地权属的认识过程需要经过报刊媒体的宣传报道及法院的调停等过程。

根据人们对保护地利用的轻重程度，国际自然保护联盟（IUCN）对保护地制定了一个分类系统（表7.1）。

表7.1

IUCN保护地Ⅰ–Ⅵ类名称

类　型	说　明
Ⅰ 严格的自然保护区和原野地区	为保护生物及其自然过程的原始状态，以及为科学研究、教育、环境监测及遗传变异的维持而对最具有生物多样性代表性地段的保护
Ⅱ 国家公园	为科学研究、教育及休闲娱乐而建立的国内外著名的风景名胜和自然风光区，其内不允许进行资源的商业开发活动
Ⅲ 国家纪念地和地标	由于稀有性或文化重要性而对具有特殊意义的自然地段建立保护地，面积小但非常独特
Ⅳ 野生动物管理区	类似严格的自然保护区，但为了维护群落特征及满足某些物种需求可以在保护地内开展适当的人为活动，并允许进行一定程度的收获
Ⅴ 海洋和陆地景观保护地	一定面积的陆地、海岸带和海洋。是在人与自然长期相互作用下形成的具有显著美学、生态学和文化价值的特殊地段。其生物多样性丰富，能够保护传统的农业、放牧、采伐及渔业等活动，并维护人与自然相互作用的完整性
Ⅵ 资源管理保护地	允许在自然保护地内开展对自然资源如水资源、野生动植物、木材的可持续利用以及一定程度的放牧、旅游及捕捞活动。在确保生物多样性维持的前提下，保护地内可进行自然资源的传统与现代相结合的永续利用活动

资料来源：[illegible] 2005

IUCN 自然保护地分类系统中的 I—V 类保护地的建立是为保护生物多样性，是真正意义上的保护地（真正严格定义的保护地只有 I—III）。第 VI 类保护地即资源管理型保护地，其主要目的不是进行生物多样性保护。资源管理型保护地是一种非常重要的保护地类型，其面积比严格意义上的保护地大很多，且镶嵌在以资源生产活动为主体的本底中，大部分本地物种在这里都得以保存。

中国对自然保护区的定义是指国家为了保护自然环境和自然资源，促进国民经济的持续发展，将一定面积的陆地和水体划分出来，并经各级人民政府批准而进行特殊保护和管理的区域。中国于 1993 年制定并实施了中国的自然保护区分类体系，根据自然保护区的主要保护对象，将自然保护区分为 3 个类别 9 个类型(表 7.2)。中国自然保护区分为国家级、省（自治区、直辖市）级、市（自治州）级和县（自治县、旗、县级市）级 4 级。

表 7.2

中国自然保护区分类体系

分类	说明
I 自然生态系统自然保护区	具有一定代表性、典型性和完整性的生物群落和非生物环境共同组成的生态系统作为主要保护对象的一类自然保护区。下分 5 个类型，即森林生态系统类型自然保护区、草原与草甸生态系统类型自然保护区、荒漠生态系统类型自然保护区、内陆湿地和水域生态系统类型自然保护区以及海洋和海岸生态系统类型自然保护区
II 野生生物类自然保护区	是指以野生生物物种，尤其是珍稀濒危物种种群及其自然生境为主要保护对象的一类自然保护区。下分 2 个类型，即野生动物类型自然保护区和野生植物类型自然保护区
III 自然遗迹类自然保护区	是指以特殊意义的地质遗迹和古生物遗迹等作为主要保护对象的一类自然保护区。下分 2 个类型，即地质遗迹类型自然保护区和古生物遗迹类型生然保护区

资料来源：国家环境保护局 1993

截止 2007 年，按照国际自然保护联盟（IUCN）I—VI 类标准，全球已经建立了 10 万个保护地，覆盖陆地面积 1 800 万 km^2、海洋面积 200 万 km^2（图 7.1）。从面积上来看，保护地的建立比较可观。但事实上 1 800 万 km^2 的保护地仅占地球陆地表面积的 12.5%，且保护地的土地大多对人类没有多少使用价值。全球最大的格陵兰公园，面积 97 万 km^2，

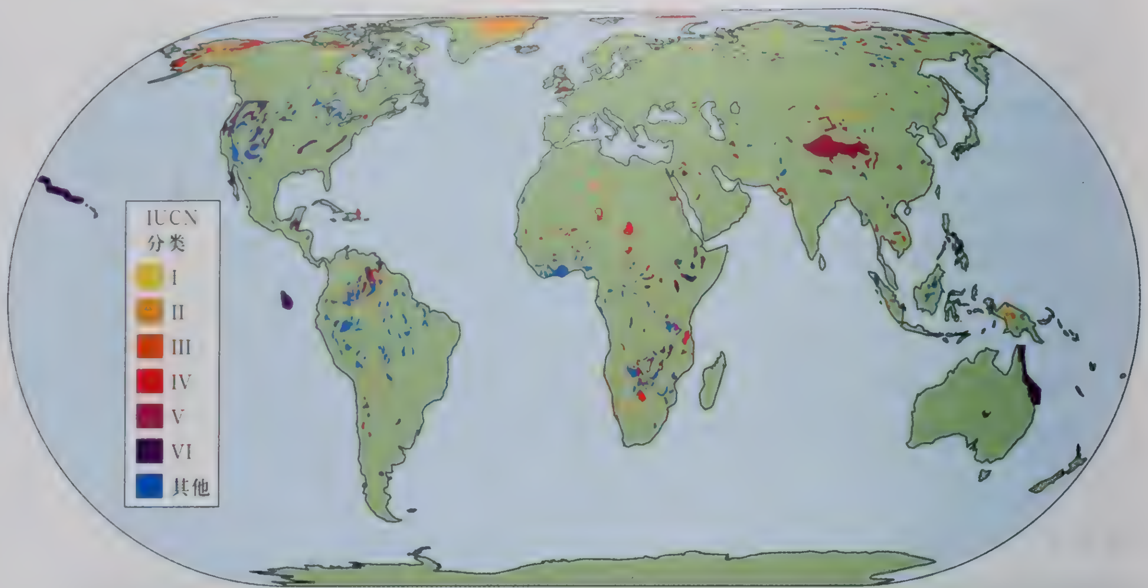


图 7.1 全球陆地和海洋保护地。小面积的保护地无法显示在大尺度地图上。图上显示的是符合 IUCN Ⅰ—Ⅵ类标准大面积的保护地及目前已受到某种程度的保护但却还没有得到正式认可的保护地（根据世界自然保护区数据库 2005 年的数据，www.unep-wcmc.org.wdpa/）

占全球保护地总面积的 5%。全球只有 6% 的地球表面受 IUCN 分类中的 I—VI 类中保护区和国家公园的严格保护（WRI 2005）。

中国自然保护区发展迅速，截至 2007 年底，共建立自然保护区 2 531 处，面积为 152 万 km^2，保护区占国土面积的 15.19%，有效保护了中国 90% 的陆地生态系统类型、45% 的天然湿地、20% 的天然优质林、85% 的野生动物种群和 65% 的高等植物，还涵盖了 30% 的荒漠地区（中国环境状况公报 http://www.mep.gov.cn/plan/zkgb/）。

一些国家及地区有时并没有严格执行国家公园和野生动物保护法，其保护地边界和面积的测量只是大致估计。有些保护地（如美国国家森林中划定的野生动植物保护区）的管理没有受到法律的保护，但在实际中却得到了有效的保护。不同的国家，严格定义的自然保护地的数量不尽相同，保护地较多的国家有德国（29%）、澳大利亚（28%）和英联邦（15%），而俄罗斯（5%）、希腊（2%）和土耳其（0.7%）等国家的保护地数量却相对较少。一些自然保护地数量较多的国家仍有某些具有高经济价值的特殊地段没有得到应有的保护（Dietz and Czech 2005）。

保护地对热带国家的生物多样性维持尤为重要（Lee et al. 2007）。公园内森林高度覆盖、[illegible]，而[illegible]地表裸露、火灾频发，很少能发现动物的踪迹（图 7.2）。这些[illegible]捕猎及其他人类活动的威胁。由于管理不善及与当地居民的冲突，[illegible]其周边非保护地带严重得多（Wright et al. 2005）。

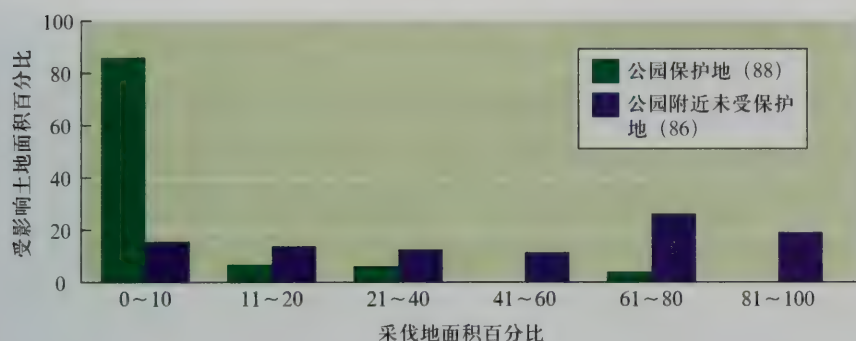


图 7.2 85 个热带国家公园的森林采伐空地的面积远低于其周边的 88 个控制区。图中前两个条带表明至少有 80% 的公园土地为原始植被覆盖（林中空地面积小于 10%），而其周边控制区域原始植被的覆盖不超过 20%（引自 Bruner et al. 2001）

7.2 保护地的有效性

如果保护地仅覆盖地球陆地的小部分面积，其保护全球物种及生物群落的有效性如何？一项综合性研究表明，全球保护地系统保护了地球上 88% 的脊椎动物（Rodrigues et al. 2004）。对岷山大熊猫 22 个保护区及其栖息地研究结果表明，保护区保护了大熊猫核心栖息地的 54.8%，整合核心栖息地及现有保护区网络、提高保护区之间的连通性并维持物种的进化潜力是提高保护区有效性的关键（Shen et al. 2008）。第 5 章论述的岛屿生物地理学模型认为占国土面积 10% 的公园系统可以保护该国家 50% 以上的物种。

在物种的集中分布区建立国家公园，将有更多的物种受到保护。这也说明了仅占国土面积 4% 的墨西哥保护地却保护了该国 82% 的哺乳动物（Ceballos 2007）。墨西哥山地的不同海拔梯度内均建有保护地，覆盖了沿海拔梯度镶嵌分布的各种生物地理区系，既有地质古老的地带，也有自然资源极其丰富的地带，如溪流和水洼地。一个国家的保护地系统如果能够代表该国的各种生境类型，则可以保护该国大量的物种。保护地能够保护丰富的物种多样性，但是没有人能够预计到这些物种和生态系统的未来会变成什么样。许多物种的种群数量有可能大幅下降，并最终走向灭绝。

目前，只有 1% 的海洋建立了海洋保护地，海洋保护行动远滞后于陆地保护行动。而这 1% 的海洋保护地的一半主要是三个最大的海洋保护地：澳大利亚大堡礁（Great Barrier Reef）海洋公园、西北夏威夷群岛国家海洋保护区（Northwest Hawaiian Islands National Marine Sanctuary）和凤凰群岛保护区（Phoenix Islands Protected Area）。全球已建立了 3 400 个海洋和海岸保护地，但面积普遍较小（WRI 2004）。不幸的是，这些保护区只是显示在地图上，并没有采取实际保护措施以应对过度捕捞和污染。

> **要点：** 保护地保护的现存物种数量是一个保护区保护生物多样性潜能的重要指标，但保护区真正的重要性在于能否长期维持种群的生存力和生态系统的健康。

海洋生物地理单元极难区分，加之海洋生物大范围地迁移扩散，使海洋生物多样性的保护严重落后。此外，渔业利益部门的极力反对、海洋的大范围污染以及签订国际海洋公约和管辖大面积国际公海所面临的严重困难，使海洋保护区的建立进程十分缓慢。保护组织已划定海洋优先保护地，一些科学家甚至认为为了应对全球渔业产量下降的趋势，至少有 20% 的海洋需要加以保护（Costanza et al. 1998）。保护海洋生物多样性的当务之急是抓紧制定措施建立海洋公园，并借此作为保护经济物种的养殖基地，并为潜水、游泳等休闲娱乐活动的开展提供高质量的活动场所（Gleason et al. 2006）。

7.2.1 我们应该优先保护什么？

在资源和资金有限的条件下，建立生物多样性优先保护区尤为重要。保护生物学家普遍认为任何生态系统或物种都不能丧失或灭绝，而现实却是大量的物种正濒临灭绝而人类用于保护它们的资源却非常有限。保护面临的困境是在有限的资金和资源条件下寻求一条防止生物多样性丧失的最佳途径（Naidoo et al. 2006; Turner and Wilcove 2006; Lerner et al. 2007）。

保护规划者必须处理与保护相关的三个问题：保护什么？哪里需要保护？如何保护？如下标准可以回答前两个问题：

独特性 濒危物种比广布种更易受到优先保护。单一或寡种科属等分类上独特的类群比拥有多数物种的科属更容易受到保护。遗传上的特有种群比典型种群更容易受到保护。

濒危性 濒临灭绝的物种更容易受到关注。美洲鹤种群数量（Whooping crane，*Grus americana*）为 340 只，而沙丘鹤（Sandhill crane，*Grus canadensis*）为 50 000 只。与沙丘鹤相比，美洲鹤更需要优先保护。分布受限、濒临破坏的生态系统需优先保护。

> **要点**：基于特有性、濒危性、实用性，提出了几种优先保护物种和生态系统的途径，包括物种途径、生态系统途径和热点地区途径。

实用性 对人类具有现实或潜在价值的物种（如小麦野生近缘种）比没有明显实用价值的物种更易受到关注而易得到保护。具有文化典型性的物种（如印度虎及美国秃头鹰）易受到优先保护。湿地海岸带等具有经济价值的生态系统更容易受到保护。

印度尼西亚科莫多巨蜥（The Komodo dragon，*Varanus komodoensis*; 图 7.3）符合上述三个标准：该巨蜥为世界上体形最大的蜥蜴（独特性），且只分布在几个发展中国家的小岛上（濒危性），对其可进行科学研究及旅游观光（有效性）。印尼群岛已建立了科莫多巨蜥国家公园，并被联合国教科文组织（UNESCO）命名为世界自然遗产（www.whc.unesco.org；见第 176 页）。科莫多巨蜥国家公园包括各种类型的生境，对人类具有显著的自然和文化价值，是人类不可替代的生命和灵感之源。

物种途径 物种途径即为保护特殊物种而建立优先保护区，进而保护整个生态系统。



图 7.3 印度尼西亚食肉动物科莫多巨蜥（*Varanus komodoensis*）是世界上最大的巨蜥。成千上万的旅游者拥挤到这里参观野生科莫多巨蜥。为保护这一物种而建立了科莫多国家公园。（图片版权归 James D. Watt 所有）

特殊物种包括稀有种、濒危种、关键种以及具有文化价值的物种，通过保护特殊物种最终保护整个生物群落和生态系统。为保护某一地区或某种生物群落而需保护的物种即为目标种。指示种为目标种的一种类型，分布在美国西北太平洋的濒危斑点猫头鹰就是一种指示种，其与生物群落的濒危性及生态系统的特殊过程息息相关。许多国家公园的建立是为了保护旗舰种，如虎、大熊猫等。旗舰种能够吸引公众注意并具有象征意义，有利于发展生态旅游。如果物种、群落及生态系统过程不具有同样的分布，那么为保护某一目标种而对某一类生境进行管理的最终目的是为了保护多数物种（Fontaine et al. 2007）。旗舰种和指示种有时也被称之为伞护种，保护伞护种是为了保护其他物种（Ozaki et al. 2006）。

政府和非政府保护组织制定物种生存计划时往往采纳物种途径。自然服务组织（NatureServe）网络中的自然遗产计划和数据保护中心正在依据稀有种和濒危种的数据信息，确定濒危物种的集中分布地带或衰退种的最后一个种群的分布地带（www.natureserve.org）。IUCN 物种生存委员会的 100 多个专家组对哺乳动物、鸟类、爬行动物、鱼类和无脊椎动物及植物进行评估、提出管理建议，并制订行动计划，在他们的网站上（http://www.

iucn.org/themes/ssc/）提供非常翔实的信息。

生态系统途径 保护生物学家普遍认为，保护的最终目标是保护整个生态系统及其生物群落而不仅仅是对物种的保护（Harrop 1999）。他们坚持认为从长远角度考虑，投资100万美元用于栖息地和生态系统的保护远远比用于保护一个重要物种更有价值。向政策制定者及公众阐明生态系统的洪水控制、水清洁、娱乐等经济价值比较容易，而向他们阐明保护某些物种的重要性却十分困难。在运用生态系统途径进行保护时，一定要保证各种生态系统类型的代表性。所谓代表性即生态系统的物种和环境因素的特征代表性。没有哪个生境点完美无缺，但生物学家却可以找出被保护物种的适宜生境类型。

哪里应该为保护的边界、哪些物种和生态系统应该受到保护是建立保护地的关键。为此，生物学家们提出了生物多样性的快速评估方法（RAPs）。RAPs包括植被制图、列出普通物种和受特别关注物种的名录、估计物种总数、找出新物种及具有保护意义的生物多样性特征。

生物多样性热点途径 在生物群落数据缺乏的情况下，某些生物个体可作为生物多样性保护的指示者，广泛分布有花植物的生境类型常常分布着丰富的苔藓、蜗牛、蜘蛛和真菌等类群（Zerbe et al. 2007）。同样，生物多样性异常丰富的生境类型往往特有程度也很高，即某些物种只出现在这类生境类型内（Lamoreaux et al. 2006）。运用生物多样性热点途径，IUCN设在英国的植物保护办公室确定了全球250个植物高度集中分布的多样性中心（Radford 2004），并希望通过对这250个植物多样性分布中心的保护，使全球范围内其他物种也受到相应的保护。

用同样的方法，保护国际（CI）及其他国际非政府组织开始对生物多样性热点地区进行识别和保护。这些地区是生物多样性分布的关键地区，物种特有程度非常高，但却正面临着物种灭绝和栖息地破坏的威胁（图7.4）。Mittermeier等（2005）按照该标准确定了全球34个热点地区，覆盖了11 980种陆生脊椎动物的分布区（占全球总数的42%）及其他陆生脊椎动物35%的部分分布区，其覆盖面积仅为全球陆地表面积的2.3%（表7.3）。

热带安第斯山脉是生物多样性分布中心之一，其森林和高海拔草地占全球陆地表面积的0.3%，拥有30 000种植物、1 728种鸟类、569种哺乳动物、610种爬行动物和1 155种两栖动物。生物多样性热点途径自提出的8年内，已经引起很多人的高度关注并吸引了大量的资金用于生物多样性的保护。通过比较分析稀有脆弱生物多样性在人类极大压力下保护目标的实现程度，可以验证保护地保护的成效（Kight et al. 2007）。

热点途径也可用于单个国家或地区。美国珍稀濒危物种的热点地区主要有夏威夷岛、南阿帕拉契、佛罗里达狭长地带、死亡谷、旧金山海湾、南加利福尼亚等（Venevsky and Venevskaia 2005）。对淡水和海洋生态系统热点地区的对比分析应该优先考虑。

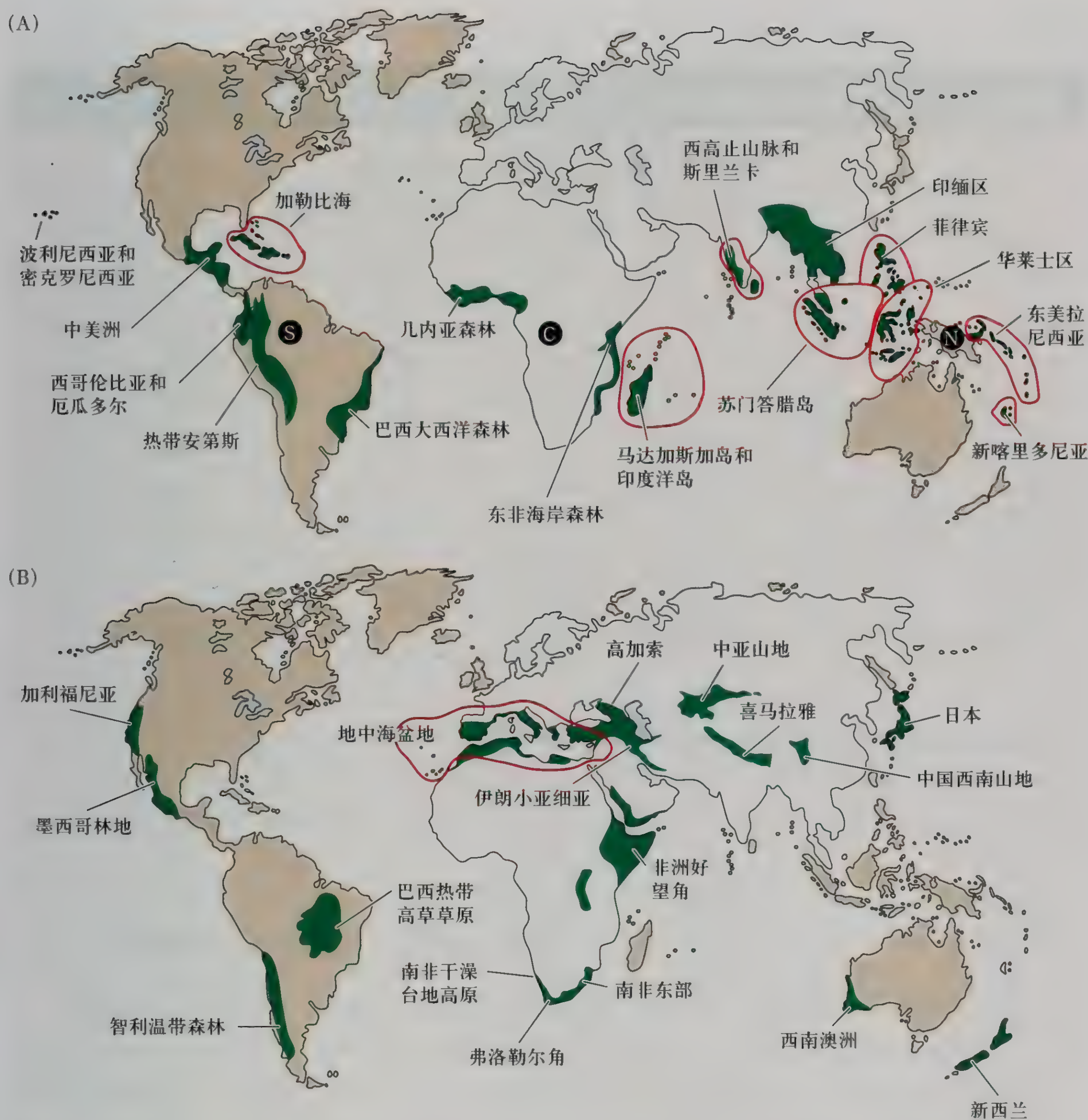


图 7.4 全球生物多样性优先保护的热点地区，其丰富度和特有性高，且受灭绝威胁的程度最严重。（A）16 个热带雨林热点地区。红圈标注的包括岛屿群，有玻利尼西亚和密克罗尼西亚太平洋岛群（包括夏威夷群岛、斐济群岛、萨摩亚群岛、法属玻利尼西亚和马里亚纳群岛等）；黑圈表示 3 个残存的热带雨林地带，即（S）南美洲、（C）非洲刚果盆地、（N）新圭亚那岛；（B）18 个其他生态系统类型的热点地区（引自 Mittermeier et al. 2005）

表 7.3

全球34个生物多样性热点地区比较

地理位置[a]	范围（×1 000 km²）	现存的未受干扰的植被（%）	保护区内面积(%)[b]	物种数		
				植物	鸟类	哺乳动物
美洲						
智利中部	397	30	11	3 892	226	65
热带安第斯山	1 543	25	8	30 000	1 728	569
哥伦比亚西部/厄瓜多尔	275	24	7	11 000	892	283
巴西大西洋森林	1 234	8	2	20 000	936	263
巴西喜拉多	2 032	22	1	10 000	605	195
墨西哥松栎林	461	20	2	5 300	525	328
加利福尼亚	294	25	10	3 488	341	151
中美洲	1 130	20	6	17 000	1 124	440
加勒比海群岛	230	10	7	13 000	607	89
非洲						
西非圭亚那森林	620	15	3	9 000	793	320
南非干燥台地高原	103	29	2	6 356	227	74
南非好望角	79	20	13	9 000	324	90
南非东南部	274	24	7	8 100	541	193
马达加斯加和印度洋岛	600	10	2	13 000	367	183
东非海岸带森林	291	10	4	4 000	639	198
非洲合恩	1 659	5	3	5 000	704	219
欧洲和中东						
地中海盆地	2 085	5	1	22 500	497	224
高加索山脉	863	20	1	6 400	381	130
伊朗－安纳托利亚	900	15	3	6 000	364	141
亚洲大陆						
中亚山地	863	20	7	5 500	493	143
喜马拉雅	742	25	10	10 000	797	300
高止山脉－斯里兰卡	190	23	11	5 916	457	140
印度缅甸	2 373	5	6	13 500	1 277	433
中国西南山地	262	8	2	12 000	611	237

（续表）

地理位置[a]	范围（×1 000 km²）	现存的未受干扰的植被（%）	保护区内面积（%）[b]	物种数		
				植物	鸟类	哺乳动物
太平洋沿岸地区						
巽他大陆岛屿	1 501	7	6	25 000	771	381
华莱士岛屿	338	15	6	10 000	650	222
菲律宾	297	7	6	9 253	535	167
澳大利亚西南	357	30	11	5 571	285	57
东美拉尼西亚	99	30	0	8 000	365	86
岛屿						
新喀里多尼亚（岛）	19	27	3	3 270	105	9
新西兰	270	22	22	2 300	198	4
日本	373	20	6	5 600	368	91
密克罗尼西亚/玻利尼西亚（包括夏威夷）	47	21	4	5 330	300	15

资料来源：引自 Mittermeier et al. 2005 发表的数据和 www.biodiversityhotspots.org 网站的数据

[a] 热带雨林热点地区用绿色字体表示；其他的热点地区包含很多的生态系统类型

[b] 基于 IUCN 第 I 至 IV 等级保护地计算出来的

7.2.2 保护地有效性测度：空缺分析

测定生物多样性保护有效性的一种途径是将生物多样性优先区与现有保护区进行比较分析（Turner and Wilcove 2006），找出生物多样性保护的空缺，并在空缺地带建立保护区。传统的方法是对生物群落的不同分布区分别建立国家公园。而目前则是根据系统保护规划即空缺分析的思想保护生物多样性（Shriner 2006; Margules and Sarkar 2007）。空缺分析主要过程如下：

（1）收集物种、生态系统及区域等保护单元的数据，以及人口密度和经济因素等方面的数据；

（2）确定保护目标，即确定保护某类生态系统所需保护区的面积以及保护珍稀物种个体的数量；

（3）分析现有保护区状况，确定现有保护区保护了哪些保护单元？哪些单元还没有受到保护？

（4）增加现有保护单元的数量，填补保护空缺；

(5) 购买土地增加保护地，并及时制定相应的管理计划；

(6) 监测新建立的保护地，评估其是否能满足保护的需求？如果不能满足需求，则对其进行调整。

在全球尺度上，科学家们已经进行了濒危物种分布和保护地分布的比较研究。通过全球空缺分析，我们已明确了现有保护地对脊椎动物的保护程度（Ricketts et al. 2005）。通过对全球11 600种哺乳动物、鸟类、两栖动物、海龟及陆龟分布区与全球保护地分布进行比较研究，确定了1 424种未保护物种，其中804个物种面临灭绝的威胁。

要点：GIS是非常实用的空缺分析工具，通过对各种信息的综合分析指出保护地或公园最应该保护的地带或保护地之外应该高度保护的地带。

国家尺度上，可进行植被和生态系统类型分布图与保护地分布图的比较分析。最新发展起来的空缺分析技术—地理信息系统是通过计算机将海量的环境数据、保护地数据及生物多样性数据整合到一起（Friedlander et al. 2007），并对植被类型、气候、土壤、地形、地质、水文、物种分布、保护地分布、居民点分布及资源利用等方面的图形数据进行储存、显示和处理（图7.5）。通过地理信息系统对各种数据的整合分析，可以确定景观中生物和非生物因素之间的相互关系，有助于规划公园和保护地并有效地保护珍稀濒危物种。航片和卫片是地理信息系统不可或缺的数据，通过分析这些数据可以获取区域尺度上植被结构和分布信息（Ranganathan et al. 2007），尤其是时间系列的图像数据可以更好地反映生境破碎化的格局，并可为目前保护政策的执行和调整提供基础信息。



图7.5 地理信息系统提供了一种整合分析各种数据信息并对其结果以图的方式进行显示的方法。本例中，通过植被分布图、濒危物种分布图和保护地分布图的叠加确定出需要保护的空缺地带。叠加结果图显示物种A主要分布在保护区内，受到完全的保护；物种B只是一定程度上受到了保护，而物种C全部分布在保护区外，根本未受到保护（引自Scott et al. 1991）

7.3 自然保护地设计

自然保护地的大小和位置决定于人口的分布、土地的潜在价值、公民保护意识的程度以及历史等因素（Armsworth et al. 2006）。多数情况下，土地之所以被划为保护地是因为没有直接商业价值。就是说，在城市里即使是建立小面积的保护地也需要付出高额的代价。保护地的建立因资金、土地和政治影响等因素而具有偶然性，但是现有研究表明目前已经开展了保护地高效网络设计的大量研究，保护地网络已对生物多样性的保护发挥了最大可能的保护作用（Margules and Sarkar 2007; Nicholson and Possingham 2007）。政府、企业和土地私有者们对土地进行管理时既要考虑土地的生产力，也要兼顾生物多样性的保护问题，保护区的设计已经成为他们最感兴趣的话题。然而，即使是考虑了生物多样性的保护问题，也并不意味着自然保护地的设计已经形成了统一的原则。即使是应用简单常规的原则进行自然保护地设计，保护生物学家也一定要谨慎，具有不同背景的人对保护有不同的考虑和理解（Knight and Cowling 2007）。通过相互沟通和交流，负责自然保护地设计理论研究的科研人员和负责自然保护地实际建立的管理者、规划者及政策制定者均能从对方获得有益的信息（Turner and Wilcove 2006）。

建立和完善模型是利用有限资金实现有效保护的最佳方式。为此，保护生物学家提出了“4 R”理论：

- 代表性（representation）：保护地应尽可能覆盖生物多样性的各个方面（物种、种群、生境等）；
- 弹性（resiliency）：保护地的面积需要足够大，以便在可预见的未来能使生物多样性的各个方面保持良好状态；
- 冗余性（redundancy）：保护地必须保护生物多样性的各个方面并使其拥有足够的数量，以应对未来不确定的变化；
- 现实性（reality）：保护地的建立和维护不仅需要充足的资金和政治支持，同时要开展有效地管理。

在保护区设计和保护区网络建立过程中，下面几个特殊问题需要引起注意：

- 需要多大面积的自然保护区才能有效地保护生物多样性？
- 是单个面积大的保护区保护效果最佳，还是多个小面积的保护区保护效果更好？
- 为了防止物种灭绝，保护区至少需要保护该物种的多少个体？
- 保护区最好的形状应该是什么样的？
- 在建立保护区网络时，各保护区之间相距近些好还是远些好？是应该相互隔离还是通过廊道连通？

第五章中我们已经运用 MacArthur 和 Wilson（1967）岛屿生物地理学模型对上述部分问题进行了探讨。解决这些问题的具体指导思想主要源于野生动物和公园管理人员的实践（Shafer 2001; Tabarelli and Gascom 2005）。岛屿生物地理学假设（这种假设往往不现实）

生境岛屿是被未受保护地带隔离的地段。事实上物种本身能够在这些未受保护的地段生存和扩散。从事岛屿生物地理学模型的研究人员提出了一些自然保护区的设计原理（图 7.6），

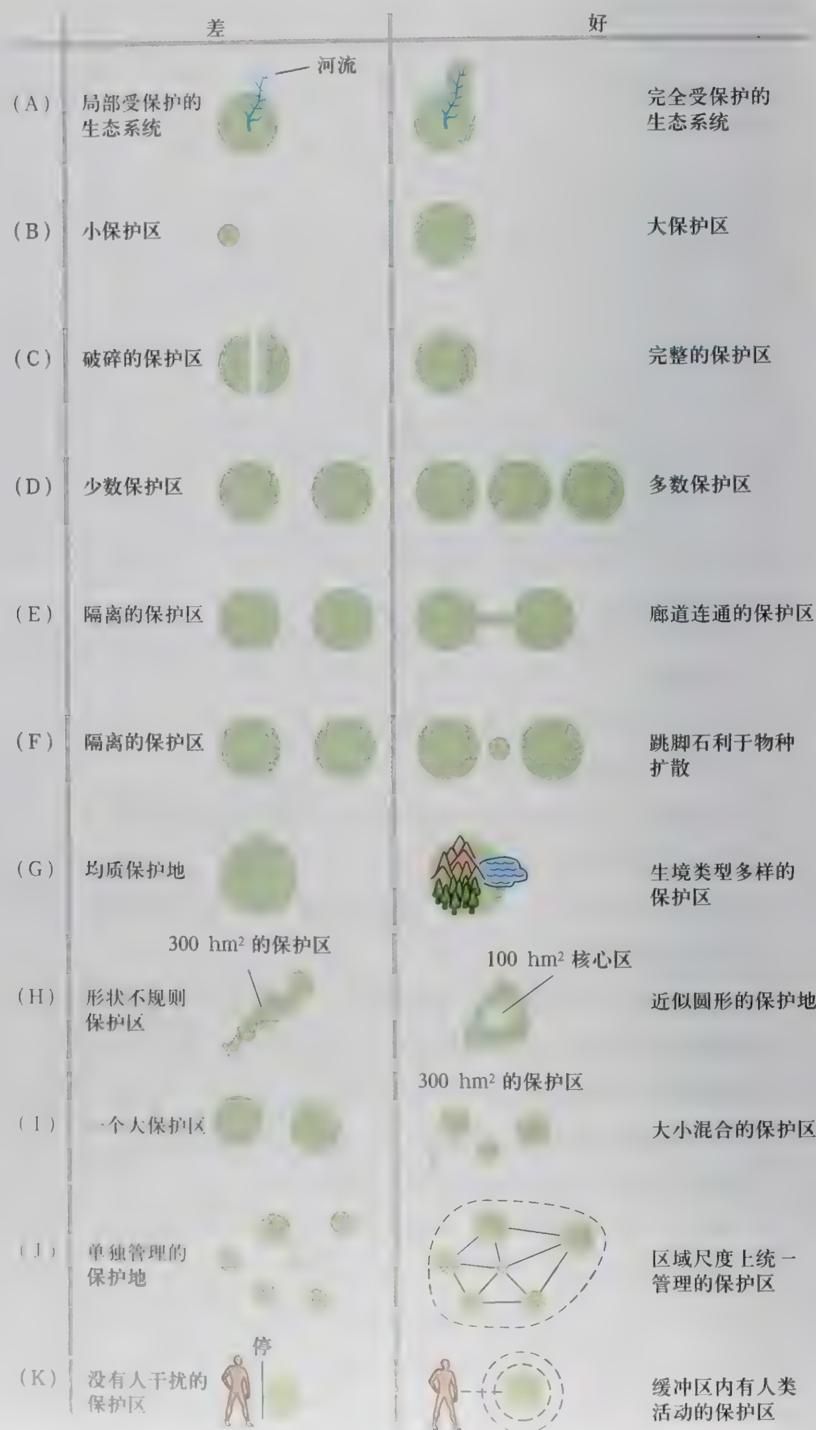


图 7.6 自然保护地设计原理在一定程度上基于岛屿生物地理学理论。自然保护地是原始生物群落栖息的土地，并被人类工农业生产活动改变的土地类型所包围。关于保护区设计原理的应用，目前仍处于探讨和争论中。一般而言，图中右侧的设计优于左侧的设计（引自 Shafer 1997）

但这些原理目前仍然处于争论中。这些原理主要适用于陆生脊椎动物、有花植物以及大型无脊椎动物的保护；对水生生物而言，由于掌握物种的扩散机制很困难，使得这些原理无法应用（Sale et al. 2005）。

7.3.1 保护区大小的讨论

关于自然保护地大小的争论，早期主要集中于是一个面积大的保护地能够使物种丰富度的保护达到最大，还是几个小面积的保护地能够使物种丰富度达到最大（Soule and Simberloff 1986；McCarthy et al. 2006）。这个争论就是文献中经常提到的著名的 SLOSS 争论（一个面积大的保护地与几个面积小的保护地的争论）。比如，是建立一个 10 000 hm^2 的大面积保护地好，还是建立 4 个 2 500 hm^2 保护地更好？主张建立大面积保护地的学者认为只有面积大的保护地才能保证低密度物种（如大型食肉动物）种群数量足够大、分布广，从而使种群能够长期稳定（图 7.7）。同样，面积大的保护地栖息地边际效应最小、且能够覆盖各类物种及其栖息地类型。

对北美西部 14 个国家公园内 299 种哺乳动物的种群分析表明，大面积的公园明

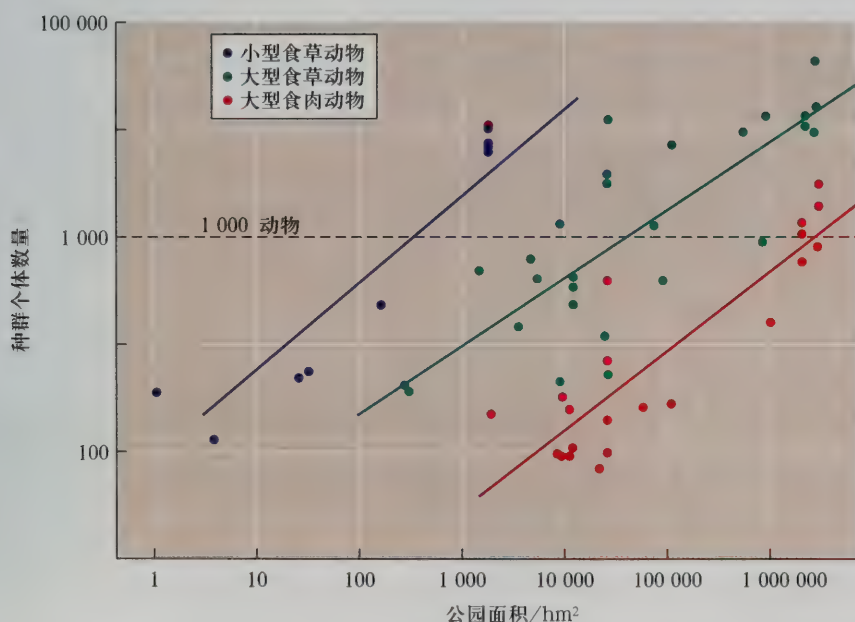


图 7.7 种群研究表明，与小面积保护区相比，非洲大面积的公园和保护地保护了各个物种的最大种群；只有大面积的公园才可长期有效地保护脊椎动物种群。一个有效种群的物种数量如果为 1000（虚线），保护小型食草动物（如兔子、松鼠等）需要的面积至少为 102 hm^2，保护大型食草动物（如斑马，长颈鹿等）需要的面积至少为 104 hm^2，而保护大型食肉动物（如狮子，土狼）需要的面积至少为 106 hm^2（引自 Schonewald-Cox 1983）

显优于小面积的公园（Newmark 1995）。与面积小于1 000 km^2的公园相比，面积大于1 000 km^2的公园其物种灭绝速率非常低甚至接近零。同样，面积大的公园周边人口密度明显低于面积小的公园，这在一定程度上有助于解释小面积保护区的物种灭绝速率高的原因（Wiersma et al. 2004）。另外，公园面积达到一定大小后，如再继续增大面积，新增物种的数量会随公园面积的增加而下降。这时，保护物种的有效策略是在距公园一定距离外的地段再建立一个新的公园。

关于公园面积大小与种群灭绝速率关系的研究在实践中有三方面的意义：

- 新公园的建立要尽可能的面积大，以保护尽可能多的物种，同时每个物种的种群数量需尽可能大，并覆盖多种栖息地类型和自然资源类型，尤其关键资源类型。此外，建立公园时需要考虑栖息地的特征如海拔梯度。
- 为减小保护地的外部威胁，如果有可能，最好把保护地周边的土地争取过来用作保护地的缓冲带，并将其纳入保护地的管理中。如湿地周边的土地类型往往是两栖类、蛇类及龟等物种的栖息地。同时，保护地内最好是完整的自然生态单元如流域或一个完整的山体，这样可减小保护地的外部威胁（Possingham et al. 2005）。
- 大面积保护区的建立有很多优势，但是小面积的保护区经过有效管理后对植物、无脊椎动物及小型脊椎动物的保护同样非常重要（Pellens and Grandcolas 2007）。澳大利亚农田内一片保护完好的50 m^2的林地能够保护一定数量的本地昆虫，这是片段化生境保护功能的最好例证（Abensperg-Traun and Smith 1999）。

实际生活中我们往往别无选择，只能建立小面积的保护地保护物种和生态系统，并对其进行有效管理。多个小面积的保护地在保护相互隔离的濒危物种方面可能是一种比较有效的方式，尤其当需要保护的生境类型为特有生境类型时，多个小面积的保护地非常有效（Markovchick-Nicholls et al. 2008）。世界上许多国家建有数量众多的小面积保护地（面积小于100 hm^2），这些保护地总面积仅仅占受保护土地很小的比例。这种情况在欧洲、中国及爪哇等高度耕作聚居的国家尤其显著。Bukit Timah是小面积保护区很好的例证，这个保护区长期保护了新加坡大量的物种。Bukit Timah面积为50 hm^2，从1860年就与周边森林隔离开来，占新加坡原有森林面积的0.2%，但却保护了新加坡74%的原有植物区系、72%的鸟类以及56%的鱼类（Corlett and Turner 1996）。此外，人口密集地带周边的小面积保护区是开展保护生物学教育、研究及培养公民保护生物学意识很好的场所。到2030年，世界上将有超过60%的人口生活在城市，建立一系列小面积的保护区势在必行。

7.3.2 最小化边际效应和生境片段化效应

保护地的设计应尽可能地减小边际效应。圆形保护地周长与面积比最小，边际效应最小（Ewers and Didham 2007）。长条型、线型保护地边界最大，其内部所有点都靠近边界，所以对有4条直边的保护地而言，正方形公园的设计比长方形公园的设计更为合理。但是，

这些设计思想实际中很少被采纳。由于公园土地的获得比公园本身设计困难得多，加之公园土地获得的随机性，大部分公园的形状是不规则的。

正如第 4 章讨论提到的一样，要尽可能地避免道路、绿篱、采伐及其他人类活动引起保护地内部破碎化。破碎化使大种群分割为两个或几个小种群，而小种群更易濒临灭绝。片段化可能影响或改变保护区内部的气候条件。片段化生境是外来物种入侵的切入点，危害本地物种并产生显著的边际效应，是物种扩散的阻隔带，最终可能减小物种占据生境的可能性。

7.3.3 保护地网络

将面积大小不等的保护地整合成更大面积的保护地网络的思想和方法早已有之(Wiersma 2007)。如前所述，建立保护地网络把不同类型的物种和生态系统都保护起来势在必行。

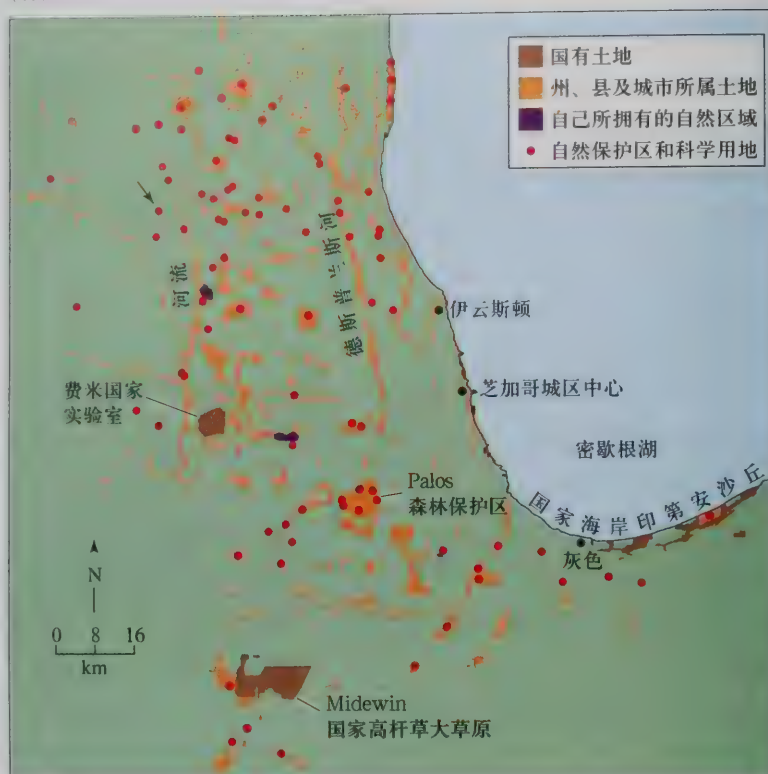
保护地的多途径利用 保护地大多与满足人类生存需要而进行木材砍伐、放牧及农业生产等活动的土地类型镶嵌分布（图 7.8)。如果保护生物学家把保护生物多样性作为人类经营的土地类型管理的重点之一，就会使保护的面积扩大，从而减少生境破碎化程度（Berry 2005)。为资源开发利用而设立的生境管理地带有时可作为生物保护的第二优先区或作为保护地之间的物种扩散廊道。如果可能，应该把珍稀种群作为集合种群加以管理，这样可促进种群间基因的交流和扩散（Nol et al. 2005)。

在高度发达的城市，许多相互隔离的小面积保护区受不同的政府机构和私人组织管理，公众和土地私有者之间的合作显得尤其重要。一个很好的范例是芝加哥野生动物项目，为保护芝加哥这个国际大都市，约有 200 多个组织合作建立并管理一个由高草草原、林地、小溪、河流及湿地等生境类型组成的面积达 80 000 hm^2 的保护地网络（图 7.9; www.chicagowildernessmag.org)。



图 7.8 Tina Buijs，一位美国大自然保护协会（TNC）的公园主管正在同一位智利农民谈话，这位名叫 Juan Antillanca 的农民是美国大自然保护协会临近瓦蒂文（Valdivian）海岸带保护区的 Huiro 土著社区的农民。瓦蒂文保护区面积 147 500 英亩，主要是温带雨林，同时保护 36 km 长的太平洋海岸带。美国大自然保护协会的官员主要是通过与其周边邻居们的紧密接触而实现保护目标（图片版权归 Mark Godfrey/TNC 所有）

(A)



(B)



图 7.9 (A) 芝加哥的农田包围人口高度密集的城市，其野生动植物保护项目吸引了 200 多个组织共同保护芝[illegible]。线形区域为河流的蔓延地或河岸带。(B) 生活在山间小湖的一个家庭，这种[illegible]（箭头 A）（Chicago Regional Biodiversity Council 惠赠，www.chicagowilder[illegible]ard 摄）

生境廊道 通过设立生境廊道可以将隔离的保护地连接成一个大的保护地系统(Dinerstein et al. 2006; DeFries et al. 2007)。生境廊道，也称为保护廊道或迁移廊道，有助于动植物从一个保护地扩散到另一个保护地，并促进基因交流。

为获取食物和水源，生活在非洲大草原上的大型食草动物必须在不同生境类型间进行季节性迁移，保护这些物种必须建立廊道。大型食草动物的保护如果仅仅局限于单个自然保护区，其将面临食物短缺的威胁。对巴西树栖动物的研究表明，大多数物种的适宜廊道宽度为 30 ~ 40m，原始林物种的廊道宽度则为 200 m（Laurance and Laurance 1999）。农田景观中，需要改善破碎化生境之间的连通性，以维持种群的有效性（Hilty and Merenlender 2004）。

要点：建立生境廊道可能使相互隔离的保护地转变为相互连通的保护地网络，并使相互隔离的种群成为集合种群。

许多公园管理者在管理和保护物种时吸收了廊道的思想。美国佛罗里达州投资上百万美元建设廊道以保护濒危物种黑豹（*Felis concolor coryi*）。中国在青藏铁路设计中，充分考虑了藏羚羊（*Pantholops hodgsoni*）的迁徙通道。许多地区铁路或公路上的管道、隧道及高架桥促进了蜥蜴、两栖类及哺乳动物的扩散（Ascensão and Mira 2007）。建立通道的另一优点是减少动物与交通工具之间的冲撞，许多物种因此而受到保护并节省了大量的资金。绿篱、高架桥及地下通道的修建使加拿大斑夫（Banff）国家公园高速公路上鹿、麋鹿及其他大型哺乳动物的交通伤害事故显著下降（Clevenger et al. 2003; 图 7.10A）。

随着全球气候的变化，未来十几年内许多物种要向高海拔或高纬度地带迁移。建立迁移廊道、保护可能的迁移路线，如南北向的河谷、山脊、海岸线等将有助于保护物种并为之建立预警方案。在不同海拔、降水及土壤梯度之间建立廊道还将促进物种向更适宜的栖息地迁移。

廊道思想对生物保护意义明显，但也有某些缺点。廊道可能会促进有害生物与疾病的扩散传播，且有害生物与疾病通过廊道可迅速传播并危害到其他保护地，使本身濒危的物种面临灭绝的威胁。同时人类的狩猎活动及动物的捕食活动主要集中于野生动物经常迁移扩散的路线上，野生动物沿廊道的扩散常常面临捕猎的威胁。

到目前为止，部分研究支持廊道的保护作用，而另外一些研究则表明廊道没有任何保护作用（Pardini et al. 2005）。一般而言，维持现有廊道是重要的，因为许多廊道沿水源分布，廊道本身是重要的生物栖息地。从大面积未受保护的土地中划分出一块土地用于建立保护地，保护地之间的廊道有着重要的作用。于大面积的保护地之间建立小面积的原始生境非常重要，可作为跳脚石促进物种之间迁移扩散（图 7.10B）。每年鸟类迁移路线上的停留点是跳脚石的很好例证。物种在次生恢复的森林内的扩散迁移明显比在农田和牧场中容易得多（Castellon and Sieving 2006）。在物种已知的迁移扩散路线上建立廊道是必须的。

(A)



(B)

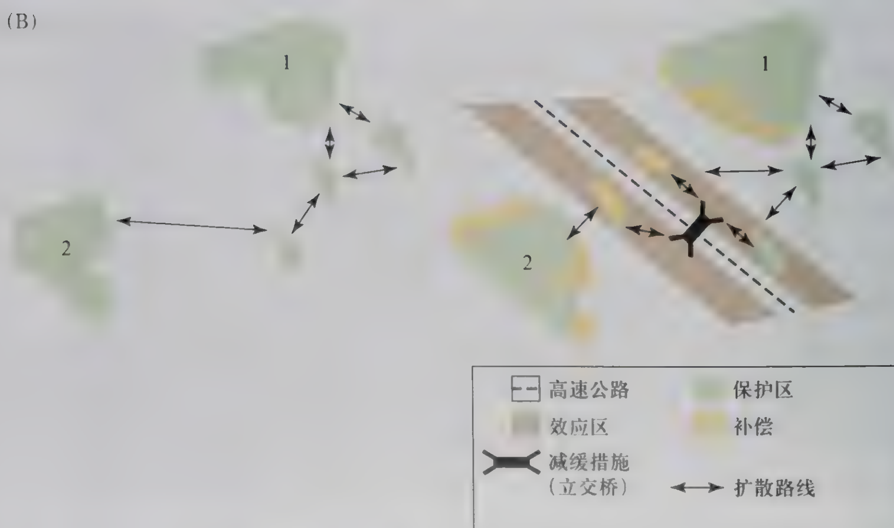


图 7.10 （A）[illegible]篱隔离的高速公路上，高架桥使道路两侧森林动物安全迁移；（B）利用小面积保护地作为跳脚石，[illegible]森林斑块间的物种可自由迁移。右侧区显示生境破坏及新修道路后形成的广阔边界阻隔了物种的[illegible]物种扩散的影响，保护地系统中增加了补偿生境（黄色的），同时高速公路上修建的[illegible]移（A. Scott Jackson 摄；B. 引自 Cuperus et al. 1999）

7.4 景观生态学

景观生态学是在区域尺度上调查研究生境类型的重复格局，并分析其对物种分布及生态系统过程的影响。土地利用格局、保护理论、公园设计及其相互关系是景观生态学的重要特征（Pouderigne and Boudry 2003）。欧亚地区长期从事传统的农业和森林经营活动，景观生态学的研究比较深入；而景观生态学在北美地区的研究则主要强调单个生境类型，且普遍认为（有时是错误的）人类活动对生境的影响很小。欧洲城郊的农业、放牧、造林及树篱建设等人为活动形成了土地斑块状镶嵌的格局，这种格局对物种的分布状况具有显著的影响（Steffan-Dewenter 2003）。日本里山（satoyama）洪水冲击后形成的稻田、乡村及森林景观镶嵌类型为湿地物种（如蜻蜓、两栖类、水禽）的活动提供了多样的生境类型（Kobori and Primack 2003; 图 7.11）。在亚洲和欧洲大部分地区，传统的农业、放牧及林业生产活动已经被放弃。某些地区的农民完全放弃农田耕作而迁移到城市从事生产活动，有些地区的农业活动已经高度集约化，大量使用机械和农药。为保护生物群落，保护组织和政府机构出台了相关政策以维护传统的景观格局，对传统生产活动予以补助并招募志愿者进行土地管理。

要点： 有些情况下，由人类长期的传统活动形成的景观格局有助于生物多样性的保护，尤其是对弃耕地的管理有可能有助于物种的保护。

异质性环境中，许多物种不是局限于某一生境类型内，而是在不同生境类型间或两种生境类型交界处迁移或分布。这种情况下，生境类型的区域空间格局显得尤为重要。物种出现与否及其种群密度的大小决定于生境斑块的大小及斑块间的连通性。土地利用方式不同，形成的景观格局也不同。如林区的刀耕火种、自给农业、种植农业以及城郊开发活动使原始

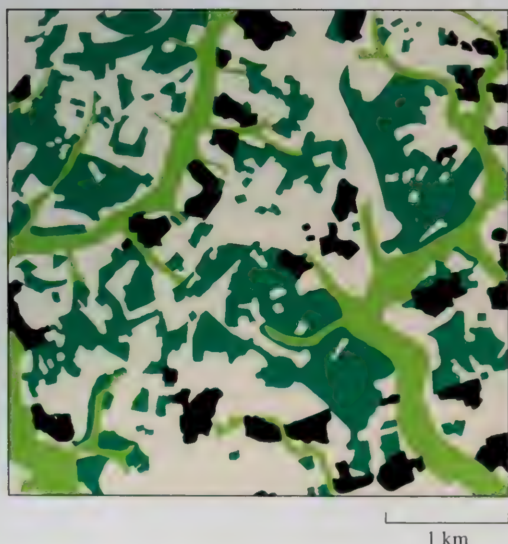


图 7.11 日本东京附近的传统农业景观：村庄（黑）、次生林（深绿）、稻田（浅绿）、割草地（米色）等景观类型交互出现。这种景观格局在过去非常常见，但随着日本农业机械化的发展、农村人口外迁以及城市化进程的加快，这种格局目前已少见了（引自 Yamaoko et al. 1977）

的森林景观形成了面积、分布及物种种类和数量不同的景观格局（Mazerolle et al. 2005）。

为了提高保护地动物种类和数量的多样性，野生动物管理者们尽可能地提高景观类型的多样性。创建景观类型的方式有建立并维护空旷原野及草地、鼓励种植小灌木丛、种植果树及农作物、定期采伐片状森林、建立小型池塘和水坝，修建穿越不同土地斑块的小路和土路。这些景观活动常常能引起公众的关注并吸引他们前来参观和捐资。

保护生物学家和野生动物学家的目标是尽可能在小面积的保护区内保护更多的物种，同时尽可能地保护那些受人类活动威胁而濒临灭绝的物种。分割成许多生境类型的小面积保护区有可能分布有大量的物种，但是，这些物种可能主要是一些常见种甚至是外来种，与人类干扰活动息息相关。生境内部种（interior species）只能在未受干扰的面积较大的生境类型中生存，而在边界最大化的小面积保护区内几乎很难存活。

为了弥补这种保护方式的局限性，我们需要从区域景观尺度上保护生物多样性。景观尺度上的景观单元大小接近于种群的自然大小及其扩散格局。小尺度上构建多种生境类型的微缩景观的另一种方法是在统一的区域规划下，把一个地区所有的公园（包括廊道）连接起来，并建成更大面积的生境单元。荒野地保护项目（The Wildlands Project）和美国国家野生动植物保护系统（U.S. National Wildlife Refuge System）是真正意义上相互连通的公园系统，值得向大家推荐。大面积的生境单元将在更大范围内，保护那些不能容忍人类活动干扰并只能在较大面积的生境中生存和繁衍的珍稀物种，如灰熊、狼及大型猫科动物。

7.5 保护地的管理

关于保护地目前存在一种误解，那就是一旦依法建立了保护地，保护工作就已大体结束，我们不需要再为保护做什么工作了。有些人甚至认为“自然最知道如何保护”，如果人类不干扰大自然，生物多样性就会很好地服务于人类，但事实上人类已经在很大程度上改变了自然环境。为此，为了物种的长久保护，人类必须对自然保护地保护的物种和生态系统进行监测和管理（图 7.12）。全球公园大多处于“政府文件性公园”状态，大多数公园的管理很少有人问津（Wright et al. 2007）。保护区生境质量逐渐或突发的退化导致物种大量丧失。有些国家的人们毫无顾忌地在保护地里开展农业、采伐、采矿、捕猎以及渔业等活动，他们想当然地认为保护地是政府土地，任何人都可利用，而没有谁愿意为保护地的管理出面阻止或干涉，所以公园管理的关键是进行有效管理，并防止其进一步退化。

要点：[illegible]
旦管理计划得到执行，必须对公[illegible]

我们同时应该认识到保护地管理的另外一个重要方面，即管理活动有时是无效的甚至是有害的。通过积极有效的管理措施提高狩猎动物（game species）（如鹿）的丰富度往往



图 7.12 巴西北部 Rio Negro 地区瓦依米里阿特落阿里部落（Waimiri Atroari）树立的土地保护告示牌警示骑摩托者小心驾驶避免伤害野生动物。警示牌上一个个子弹孔表明狩猎需要引起大家关注（William Laurance 惠赠）

需要清除这些物种的顶级捕食者，诸如狼和美洲狮；没有捕食者的控制，狩猎动物种群会大范围爆发，其结果是过度放牧、生境退化及某一动植物群落的瓦解。没有专业知识的管理者有时为了公园的形象而清除空干树、死树、腐烂倒木以及林下灌木，这些活动无形中清除了某些动物筑巢或过冬的关键资源、某些珍稀植物种子萌发的资源或某些物种营养循环不可或缺的环节（Keeton et al. 2007）。火是大部分保护地自然生态不可缺少的组成部分，试图遏制火需要付出昂贵的代价，是一种浪费管理资源的行为。人为阻止火循环最终可能导致火依赖物种的丧失，以及无法控制火发生的强度和周期。

许多公园的成功管理经验来自英国，这里有科学家和资源管理者成功监测并管理的小面积保护区，如 Monks Wood and Castle Hill 国家自然保护区。这里对野生有花植物、蝴蝶和鸟以及不同的放牧方式（如羊和牛，轻度放牧和重度放牧）均有监测。

7.5.1 监测

保护地有效管理的一个很重要的方面是对生物多样性的组分进行监测，如池塘和河流

水的深度、珍稀濒危物种的个体数量，乔木、灌木及草本植物的密度、当地居民从保护地清除或获取自然资源的数量等。监测方法包括定点拍摄照片及访谈公园参观者等。当需考虑保护与人的关系时，生物多样性的社会经济特征也会逐渐成为监测的要素。居民年收入、饮食富足程度、教育水平、保护区周边居民从中获取动植物产品的数量和价值等均是生物多样性监测的内容。信息资源获取的种类取决于公园管理的目标。监测有助于管理人员实时了解公园的健康状况，监测有助于管理人员确定哪些管理方式有效或无效（Nichols and Willians 2006; Bormann et al. 2007）。管理人员必须经常分析提炼保护区内及周边的监测信息并积极调整公园的管理方式，以达到保护的目的，这种管理模式也称之为适应性管理（图7.13）。有时，为达到保护地管理目标需要做出艰难的抉择，如新西兰被保护的海狮要吃掉濒危种黄眼企鹅，公园管理人员在实际管理过程中必须优先保护某一物种而牺牲另外一种（Lalas et al. 2007）。

环境效应滞后于人类活动引起的效应，使认识生态系统的过程更加困难。酸雨和氮沉降等大气污染在几十年间可使树木死亡或受损，同时使附近河流土壤侵蚀进一步加重，使水生环境不再适宜于珍稀昆虫幼虫的生存。大气污染发生的频次明显早于昆虫种群数量下降几十年。为此科学家们开始了对生态系统几十年甚至上百年的长期监测。其中比较著名的是美国国家自然科学基金建立的26个长期生态研究网络（LTER）监测站。这些监测站同时也是联合国教科文组织（UNESCO）人与生物圈系统的生物圈保护区。

为了监测我国不同地带的森林生物多样性变化，综合研究生物多样性维持机制与保护对策，发展森林生态学与保护生物学，中国科学院生物多样性委员会于2004年组织建立了“中国森林生物多样性监测网络（CForBio, Chinese Forest Biodiversity Monitoring Networks）”。目前已分别在吉林长白山、浙江古田山、广东鼎湖山和云南西双版纳建立了代表温带阔叶红松林（25 hm^2）、中亚热带常绿阔叶林（24 hm^2）、南亚热带季风常绿阔叶

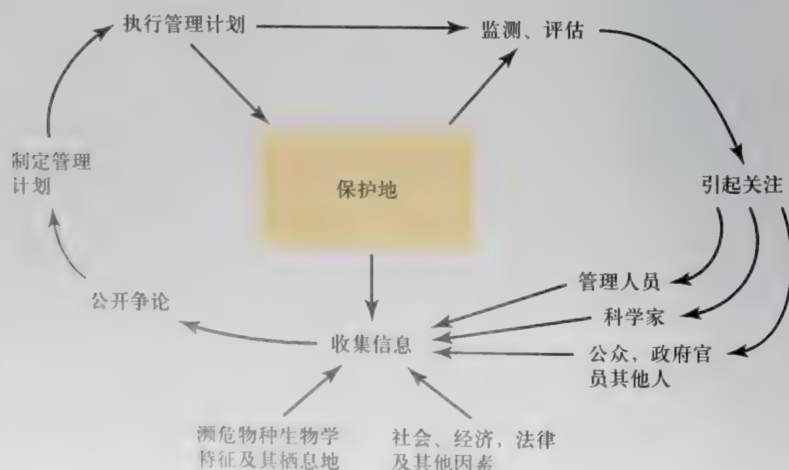


图 7.13 保护地适应性管理模型，强调决策步骤（引自 Cork et al. 2000）

林（20 hm^2）和热带季雨林（20 hm^2）等典型地带性植被类型的长期监测样地。该网络是中国森林生态系统生物多样性变化的监测基地，也是世界森林监测网络（GFON, Global Forest Observation Networks）的重要组成部分（http://www.cfbiodiv.org/）。

自然保护地的管理首先必须识别出威胁生物多样性和生态系统健康的因素。通过对不丹、中国、俄罗斯及南非几百个自然保护地的评价，研究人员总结出 4 个主要的威胁因素，即偷猎、外来种入侵、森林砍伐和侵权 （Ervin 2003）。限制公园有效性的主要因素是资金不足、人员缺乏以及研究和监测力度不够等。

7.5.2 生境管理

精心管理公园以保证原始生境的维持。大多数物种占据特定的生境类型或其演替的特定阶段（见第 2 章）。当在某一生境类型建立保护地之后，其干扰格局和土地利用格局均会发生显著的变化，栖息在该生境内的某些物种有可能不再出现。火、食草动物放牧、树倒等自然干扰是生态系统的关键组成部分，对某些珍稀物种种群的维持不可或缺（Yates and Ladd 2005）。小面积的公园不可能包括生境类型的所有演替系列,许多物种因此而丧失。例如，过熟林占优势的森林岛内，演替早期阶段的草本及灌木物种就不可能存在。而经过火或风暴干扰后具有过熟林特征的物种可能被排除出去。城市中相互隔离的保护地内，频繁的人为干扰活动会排挤掉许多具有演替后期特征的动植物。而演替早期的物种如果未能占据临近的生境也有可能丧失。

公园管理者必须积极有效地管理生境，尽量保持所有的植被演替阶段，从而保证各种演替阶段物种的生存和繁衍。一种可行的措施是在草地、灌木地及林地内进行周期性火干扰以重新启动演替进程（Parr and Andersen 2006）。在野生动物禁猎区内，放牧、火烧、割草及浅耕等活动均有助于维持草地及牧场的开阔生境。远离马塞诸塞州海岸的楠塔基特岛（Nantucket）上许多特有野生花卉经常出现在欧石楠丛生的荒野区。这些欧石楠丛生的荒野主要是依靠绵羊的放牧来维持的，每隔几年必须进行火烧，以阻止橡树灌丛的侵占。但是，火烧措施必须合法且严格控制，防止对周边财产造成损失（图 7.14A）。火烧之前，土地管理者必须制定公众教育计划并向公众解释清楚火对维持自然平衡的重要性。除此之外，保护地内必须尽量减少火及其他干扰的发生，以维持老林龄的稳定性（图 7.14 B）。

通过田间试验可研究公园的控制性管理方式，如对英国白垩草地 （chalk grasslands）施以特定的管理措施可维持生物群落的稳定性。试验研究表明，管理方式决定群落的物种数量、丰富度及种类。这些管理方式包括草地是否放牧、耕作或火烧？管理模式的周期？施肥量？以及管理措施执行的持续性、周期性等？

湿地 湿地管理特殊而重要。维持湿地健康对维持湿地水禽、鱼类、两栖动物、水生植物及其他物种的寄主等种群稳定性至关重要（Greathouse et al. 2006; Deacon et al. 2007）。

(A)



(B)



图 7.14 保护管理措施：干扰与任其自然。(A) 为维持植被及保护野生花卉和其他稀有物种，而对马塞诸塞州科德角（Cape Cod）已有稀树丛生的荒野保护地进行经常性火烧。(B) 将人为干扰降低到最低程度的管理措施：缪尔（Muir）森林国家纪念地是旧金山海湾城市中受保护的过熟林海岸带（A. Elise Smith 摄，美国[illegible]）

通过水利灌溉措施、洪涝控制规划及水电坝的修建，保护地可避免与居民及工业用水的竞争。湿地是相互连通的，做出的决策一旦影响到某一湿地的水位及其生境质量，其影响就会沿通道蔓延并扩散到其他湿地。比较科学的策略是将整个流域建成一个完整的自然保护地。.大多数情况下，公园管理者应该维持水资源的质量（Roux et al. 2008）。

中国政府于2001年启动了中国湿地保护行动计划，中国湿地保护行动计划的目标是基本遏制住因人为因素导致的天然湿地数量下降的趋势，扩大湿地保护区面积，建设10处国家级湿地保护与合理利用试验示范区，基本形成中国湿地生物多样性就地保护网络体系。到2020年，通过实施退耕还林、退田还湖、疏浚泥沙等综合治理措施，使退化的湿地得到不同程度的恢复和治理，发挥明显的生态、经济和社会效益。

关键资源 我们应该保护、维持及补充许多物种赖以生存的关键资源，如食物资源、水源、矿物质及自然防护带等。比如湿地转化为稻田时，谷物就成为丹顶鹤冬季的替代食源。

保护地关键资源和关键种保护力度增强有助于提高其他保护物种的种群数量。如栽种本地果树及修建人工池塘可以使小面积保护地内的脊椎动物维持较高密度。人工池塘不仅能为人们喜爱的昆虫（如蜻蜓）提供必需的生境，同时也可成为许多城市公众科普教育的基地或中心。另外一个关键资源补充的例子是为缺乏枯树洞的鸟类提供人工巢或在树干上钻取栖息洞（Smith et al. 2007）。只有这样，这些濒危物种才能维持有效种群并得以生存和繁衍，否则，种群数量将无法维持。

总之，我们既要建立远离人为干扰的自然保护区，同时也必须为依赖人类生存的物种创造半自然的生境。

7.5.3 管理和人员

不论是发达国家还是发展中国家，公园管理的中心理念是为地方居民及外来游客提供服务（Struhsaker et al. 2005）。当地人已经习惯于从保护地获取资源产品，突然不允许他们进入保护地，就会面临生活必需品缺乏的困境。当地居民因此而有可能愤愤不平，这时再依靠他们对保护地进行有效保护几乎是不可能的事了（Wilkie et al. 2006）。大多数公园的繁荣程度或受破坏程度取决于依赖公园生存的人们对保护地的保护、忽视、仇视或掠夺行为。如果保护地管理人员能够向当地民众很好地解释建立保护地的目的，且大部分民众认可保护地的建立并愿意遵守公园管理条例，保护地就能够很好地受到保护并维持自然群落的特征。最好的情景是，公园管理部门对当地居民进行培训并聘用他们，一方面使当地居民参与到公园的管理和规划中，同时也要使他们从生物多样性的保护行动中受益。整合当地居民参与到公园管理规划本

要点：当地居民的参与往往是保护策略经常忽视的关键因子。自上而下的保护政策是政府及其他组织强制执行保护规划，但在执行自上而下的保护政策时，需要整合由当地居民起主导作用的自下而上的措施。

身是一种为当地居民带来利益和好处的事情，但具有讽刺意味的是这种行动却有可能成为吸引附近贫困居民盲目参与公园管理的借口，而对保护地管理带来极大的负面影响。

另一种极端情景是居民对政府并不信任，当地居民和政府的关系非常紧张；或者政府没有向当地居民解释清楚建立公园的目的，当地居民有可能拒绝接受公园的管理理念而忽视公园管理条例。如果是这样，地方居民就会对公园管理人员产生抵触或对抗情绪，对公园管理产生不利影响。公园管理人员及治安人员有可能需要经常在公园内巡逻，防止居民的非法活动。有些情况下，地方居民在公园内开展他们正常的生产生活活动，而却被公园管理方逮捕甚至投进监狱。如果这种冲突不断升级，最后会发展成当地居民彻底的暴力行为，公园管理人员可能因此受到威胁、袭击甚至被伤害。

在自下而上的公园管理计划中，应该阐明并实现村庄及其他地方社区自身的发展目标。大多数情况下，生活在公园附近的居民往往是公园土地管理强有力的支持者，并形成有组织的团体协助公园管理。然而，如果保护地资源被过度收获，生态系统的完整性就会受到威胁，此时地方居民就需要从保护区中搬迁出来。当家养牲畜的过度放牧、薪材的过度采集、过度打猎等行为可能威胁到生态系统的完整性时，公园管理部门就可能执行“篱笆和罚款”政策了。

7.5.4 保护地分区

解决保护地需求冲突的可能途径是基于公园的整体管理目标进行分区管理，并指定只有在特定的区域才能进行某些具体的活动。有些分区内的林地可指定进行木材采伐活动、而某些则可划分为狩猎区、野生动物保护区或流域保护区。同时，有些地带可指定为濒危物种恢复区、退化群落恢复区以及科学研究区。

保护地分区的困难在于说服当地居民，使他们相信通过分区可实现自然资源的长期可持续利用。一个有意思的例子是受当地园丁管理的城市保护地其传粉昆虫及鸟类的丰富度明显高于附近几乎未受管理的保护地（Andersson et al. 2007）。

海洋公园分区 菲律宾及其他地区对海洋保护地的分区行动被实践证明是一种重建并维持海洋鱼类及其他海洋生物多样性的有效途径（图 7.15）。典型的海洋保护地分区如海洋公园或无捕捞区（McClanahan et al. 2007）。分区后的海洋公园内有些地带可进行渔业活动、有些地带则严格禁止渔业活动，有些地带允许进行海上冲浪、滑水及潜水等娱乐活动，而有些地带则严格禁止开展类似的活动。

与未受保护的海洋相比，肯尼亚及坦桑尼亚的海洋公园内有分布着具有重要商业价值的鱼类，鱼类数量丰富，珊瑚覆盖广。然而，对海洋公园进行强制分区有时也面临各种困难：渔民常常进入非捕捞区进行渔业活动。对保护地进行成功分区需要地方的积极参与。对保护地分区的重要性进行宣传及科普教育、张贴警告标志，并加大执法力度。

生物圈保护区 通过建立生物圈保护区，联合国教科文组织（UNESCO）率先对保护

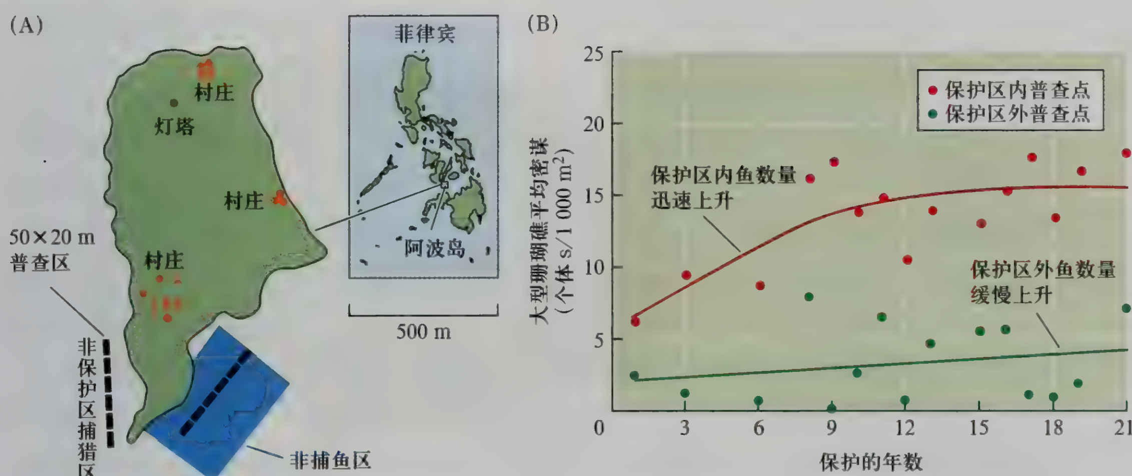


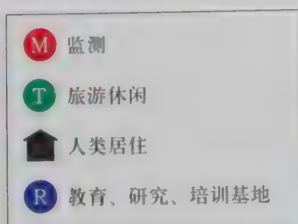
图 7.15 菲律宾阿波岛（Apo）上大型珊瑚礁鱼类因过度捕捞，目前已经很少见了。（A）应对过度捕捞，岛屿东部建立了海洋保护区(蓝色区),而岛屿西部未受保护,仍作为渔业区继续捕捞。在6个鱼类普查点(图上黑色长方形所显示）对大型礁鱼数量进行了的普查;（B）研究结果表明海洋保护区建立后，保护区内禁止捕捞，鱼类数量明显上升。而未受保护的海域，鱼类数量则因继续捕捞而没有显著上升;然而8年后，因保护地鱼类的大量溢出，未受保护地内的鱼类数量明显上升（引自 Abesamis and Russ 2005）

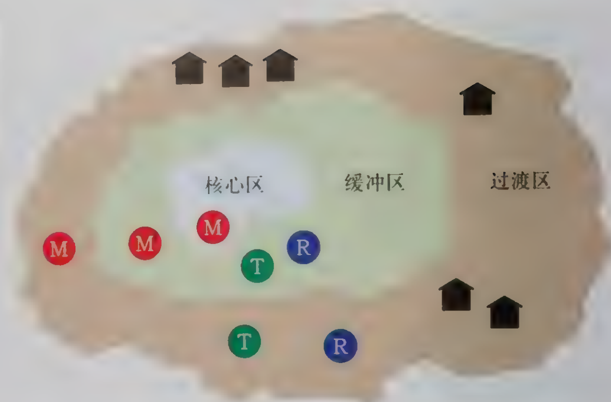
地进行了分区，使人类的生产生活、研究、环境保护及旅游等活动能够在一个地方同时开展。生物圈保护区的显著特征是对保护地内各种土地利用方式进行明确分区（图 7.16A)。核心区位于保护地的中心地带，生物群落和生态系统受严格的保护。核心区周边被缓冲区包围，传统的人类活动如房屋建筑所需木材的采集、药用植物的采集及小型薪材的采集等活动均可在这里进行，同时这里可以进行监测和研究等非破坏性活动。环绕缓冲区的是过渡区，这里可以进行可持续性的开发活动如小规模的农业生产活动，同时可进行自然资源的开发如森林的择伐以及相关试验活动。这种以缓冲区和过渡区包围核心保护区的思路可以鼓励当地居民接受保护的思想进而达到保护的目的。目前该项目已在全球 102 个国家建立了 482 个生物圈保护区，覆盖面积达 2.6×10^8 hm^2（图 7.16)。

中国 1973 年加入人与生物圈计划，并于 1993 年由中国人与生物圈国家委员会建立了“中国生物圈保护区网络”（CBRN)，目前已有 129 个保护区成员。中国生物圈保护区网络致力于中国生物圈保护区的能力建设、科学研究、信息交流、公共教育等。

巴拿马东北海岸带的库纳雅拉（Kuna Yala）自然保护区是一个教育示范性很好的典型保护区。该保护区热带森林面积达 60 000 hm^2，珊瑚岛上有 60 个村庄，50 000 个 Kuna 人，他们进行传统的药用植物采集、渔业、农业及林业活动。与此同时，由岛外研究人员对开展的跟踪研究也在同步进行。面对来自外面世界的强烈干扰，Kuna 人传统的保护理念和实践受到严峻的挑战。一些年轻的 Kuna 人经常对严格的保护措施提出质疑。海平面的上升

(A)





(B)



图 7.16 （A）生物圈保护区的一般格局包括未受干扰的核心区，核心区外围被缓冲区包围，缓冲区内可进行传统的人类活动但必须对其进行跟踪监测，同时缓冲内可进行非破坏性研究活动。缓冲区外围是过渡区，可进行可持续开发活动及试验研究。（B）生物圈保护区位置分布图（点）。粉红色区域表示巴西盆地和新几内亚岛热带雨林区，但这些区域并不是自然保护区的典型区域。图上红色点表示的是巴拿马库纳雅拉（Kuna Yala）保护区（数据来源：www.unesco.org）

和海洋资源的减少促使村庄首领考虑他们未来如何生存和发展（Guzman et al. 2003）。从伦理道德角度看，Kuna 人不能丢弃传统的社会文化，所以村庄首领在考虑未来发展时有必要将保护的行动融入到传统文化的保护中。

7.6 公园管理面临的挑战

未来几十年内，人口数量将迅猛增长，薪材、药用植物及野生动物等资源将非常紧缺。发展中国家的公园管理者们应该预计到目前残存的原始自然生境有可能被开发利用。当资源短缺时，将有更多的人别无选择而只能居住在野生动物保护地周边并开展相应的农业生产活动。与此同时，保护地内部的大象、灵长类动物及成群的鸟将成为农作物的袭击者，而狮子、熊、狼及其他大型动物将猎杀家养动物并威胁到居民的生存安全，保护地和周边居民的冲突将不可避免。

为了使公园得到有效的管理，必须投入大量资金用于保护地的设施设备、人员培训以及公园管理制度的执行（Bruner et al. 2004; Struhsaker et al. 2005; Aung 2007）。建筑、通讯设备及其他必须的基础设施对一个公园的管理和运行是必须的。无论是发展中国家还是发达国家，全球许多保护地因人员和设备缺乏而不能对偏远区域进行巡护。由于缺乏无线电设备和交通工具，公园管理人员只能局限在公园管理总部附近活动，而对偏远地方所发生的情况则知之甚少。所以，我们绝对不能低估人员和设备对一个保护区的重要性。如巴拿马保护地，大型动物的丰富程度及其对种子的传播作用在很大程度上与保护地管理人员的反偷猎巡护次数相关（那就是说，经常巡护的公园会保护更多的大型动物）（Wright et al. 2000）。国际保护组织及政府机构经常为发展中国家提供保护资金。

具有讽刺意味的是，发达国家的动物园和保护组织经常投入大量的资金用于动物的圈养和保护，而许多生物多样性非常丰富的发展中国家用于保护的资金则严重紧缺。增加对保护地管理的资金投入是政府机构和保护组织必须优先考虑的问题。保护生物家们必须阐明保护地的管理是否达到保护的目标，用于保护的资金是否被有效使用（Christensen 2003）。



小结

1. 保护生境是保护生物多样性最有效的方法。目前，全球受法律保护的生境面积占地球陆地表面的12.5%。由于人类对自然资源需求的增长，保护地占陆地表面积的比例没有明显的增加。
2. 政府机构和保护组织根据物种和生态系统的独特性、濒危性及效用性等特征建立优先保护地。建立保护地的主要目的是保护受关注物种、独特生态系统及珍稀濒危物种的分布中心。空缺分析的目的是确定生物多样性进一步保护的重点。
3. 保护生物学家正在制定建立保护地的指导原则：保护地要尽可能的面积大，避免进一步的破碎化。为了提高保护效果，应该建立保护区网络。

4. 生境廊道连通保护地、促进物种扩散，对维持物种现有迁移路线具有特殊重要意义。
5. 保护地的原始生境因人类活动而改变，同时保护地因开发利用而使原始生境退化和生物多样性丧失，人类必须对保护地加强管理以维持其生物多样性。
6. 保护地的管理有时需要一些特殊的行动，如火烧、放牧及其他控制性干扰，或对人类活动进行分区。人类的某些活动仅局限于某些分区内而在另一分区内则可能严格禁止。同时对保护地的管理必须进行长期监测，评估其保护活动的成效。
7. 保护地与当地居民的相互关系对保护地的成功与否至关重要，必须将其纳入保护地管理计划中。
8. 保护地的管理不能缺乏充足的资金和工作人员。



讨论题

1. 获取一个镇、州或国家的自然保护地分布图及土地多用途管理图（如自然保护区和公园）。谁对每一块土地负责，对每块土地管理的目标是什么？
2. 认真考虑图形资料上的水生生境类型（池塘、湖泊、沼泽、溪流、河流、河口、海岸带等）。谁负责管理这些生境，他们如何平衡生物多样性保护与人类社会对自然资源的需求？
3. 如果你能够在保护地分布图上标出更多的土地类型，哪里应该保护？为什么？说明具体位置、大小和形状，并证明选择的合理性。
4. 回想一下你曾经参观过的国家公园或自然保护区。这个保护区为什么会管理的很好或很糟糕？建立这个保护地的目的是什么？如何才能更好地实现保护目标？
5. 与陆地保护地管理相比，河口、湖泊及河流三角洲等水生保护地管理面临哪些特殊的困难？

推荐读物

Knight, A. and R.M.Cowling. 2007. Embracing opportunism in the selection of priority conservation areas. *Conservation Biology* 21: 1124-11126. 多数情况下，保护地的建立取决于资金和政治因素，而不是详细的规划。

Lee, T.M., N.S.Sodhi and D.M. Prawiradilaga. 2007. The importance of protected areas for the forest and endemic avifauna of Sulawesi (Indonesia). *Ecological Applications* 17: 1727-1741. 保护地内鸟类数量远远高于保护地外。

Lerner, J., J. Mackey and F.Casey. 2007. What's in Noah's wallet? Land conservation spending in the United States. *Bioscience* 57: 419-423. 美国政府在 1992—2001 年期间共投入 320 亿美元用于土地保护。

Markovchick-Nicholls, L. and 6 others. 2008. Relationship between human disturbance and wildlife land use in urban habitat fragment. *Conservation Biology* 22:99-109. 多数动物可存活于城市中大面积的生境斑块中。

·McClanahan, T.R., N.R., N.A.J.Graham, J.M.Calnan and M.A.MacNeil. 2007. Toward pristine biomass: Reef fish recovery in coral marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17: 1055-1067. 海洋保护区建立 10 年或更长时间后，肯尼亚珊瑚礁及鱼的生物量得到了增加。

Roux,J. and 10 others. 2008. Designing protected areas to conserve riverine biodiversity: Lessons from the hypothetical redesign of Kruger National Park. *Biological Conservation* 141: 100-117. 良好的管理措施使克鲁格国家公园（Kruger National Park）能够更好地保护生物多样性。

Truner, W.R. and D.S.Wilcove. 2006. Adaptive decision rules for the acquisition of nature reserves. *Conservation Biology* 20: 527-537. 生境斑块的可得性及其状况以及资金等是建立保护地网络必须考虑到重要因素。

Wilkie, D.S., G.A. Morelli, J. Demmer, M.Starkey, P.Telfer and M. Steil. 2006. Parks and people: Assessing the human welfare effects of establishing protected areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 20: 247-249. 保护地的建立对当地居民既有正面影响又有负面影响。

（中国珍 编译，马克平 审定）



肯尼亚绿带化运动（Green Belt Movement）倡导者 Wangari Maathai 博士正在鼓励当地的妇女植树造林（见第 222 页）

第8章 保护区外的生物多样性保护

仅仅依靠保护区来保护生物多样性是非常短视的。如果只依赖保护区就会产生一种矛盾，即在保护区内的物种和生态系统得到了保护，而保护区外同样的物种和生态系统却遭到破坏，而且反过来又会导致保护区内的生物多样性下降（Viña et al. 2007）。如此的生物多样性下降部分原因是由于一些物种必须穿过保护区边界才能获得保护区本身不能提供的资源。例如在印度，老虎有时要离开它们被保护的场所到人类控制的景观中获取猎物。

通常情况下，保护区面积越小，长期持续的生物多样性保护就越依赖于保护区外的区域。那些保护区外的非保护区域对整个保护策略是非常关键的（Dinerstein et al. 2006）。发展非保护区的保护策略是必需的，这是因为即使根据最乐观的预报，世界上也有80%以上的土地处在保护区之外。中国大约有84%的面积处在保护区之外（www.mep.gov.cn）。

8.1 未被保护的公共和私有土地

在几乎每个国家，许多稀有和濒危的物种和生态系统主要或只存在于一些未被保护的公共或私有土地上。许多未被保护的土地由于利用强度不是很大，因此仍保留着原来的生物区系（Mayfield and Dailey 2005）。

当把那些非保护区留出来或采取一些不会危害生态系统的管理措施时，本地种仍能继续在非保护区生存。政府划定的安全区往往是世界上最自然的区域。在美国，自然生境极好的例子是军事禁区，例如北卡罗来纳州的布莱格要塞（Fort Bragg），核设施区例如南卡罗来纳州的萨瓦纳（Savannah）河流域，邻近大城市水源供给地如马塞诸塞州的卡宾（Quabbin）水库。在用于发展商业渔业的河口和海域，一些本地种也能保留下来，主要是因

要点：明智地利用保护区外的土地能够保持或提高生物多样性。农田、林下咖啡种植园、择伐林地、放牧地、渔场，甚至军事基地都能成为保持生物多样性的重要环境。

为商业和非商业物种同样需要一个未被破坏的自然环境。另外一些未被法律保护的区域也会保留一些物种是因为那里人类干扰强度和利用程度非常低。边界或国界区域例如朝鲜和韩国之间的非军事区（三八线）经常有大量野生生物，这是由于那里未被人居住和开发。由于地势陡峭且农业和发展很难到达的山区经常被政府作为重要的流域来管理，以便得到一个稳定的水源供应并防止洪水和土壤侵蚀，它们同时也能保留一些重要的生物群落。

在世界的一些地方，富人获得大面积土地作为个人财产或为个人狩猎用，这些地方的利用强度经常非常低，常被主人有意地保留下大的野生种群。在欧洲就有一些皇室保留下来数百年的独特的老龄林（old-growth forests）。无论是个人、家庭、社团或部落拥有的土地经常保留了重要的生物多样性。美国濒危物种法案中 70% 的物种生存在私有土地上，其中 10% 只存在于私有土地（Wilcove et al. 2004）。

鼓励私有土地拥有者和政府土地管理者保护珍稀物种和生物群落对生物多样性长期保护是非常重要的。通常的做法是土地拥有者把它们土地的发展权利让给或卖给一个保护组织。在一些国家，政府部门把濒危物种或受胁迫生态系统的位置通报道路修筑者和开发者，要求他们调整计划以避免对这些地区造成破坏。公共教育项目甚至财政补助需要用来鼓励这样的保护方式。

8.2 人类控制的景观

世界上大多数景观已经受到人类活动影响，然而人类影响自然景观的程度变化很大（图 8.1）。大量的生物多样性能被保持在传统农业系统、牧草地、禁猎地、林地和休闲地（Boone et al. 2008）。通常，鸟类在传统农业景观（一些小的田地、树篱、林地的复合体）中很丰富。与高强度的“现代”农业措施相比较，传统方法管理的农业景观较少使用除草剂、化肥、杀虫剂，并有更大的生境异质性。然而在世界很多地区，最好的农业用地也是被高强度利用的地方，质量差一点的土地被人们用作城市建设（Harvey et al. 2006；West and Brockington 2006）。

资助传统农业且把保护野生生物作为主要目标的政府项目越来越多。例如在日本，传统耕作稻田比现代方法耕作土地能支持更高密度的冬季鸟类种群。类似地，用有机方法耕作农地比用非有机方法耕作农地能支持更多鸟类，这是因为有机农田能提供更多昆虫供鸟取食。

以热带国家农业系统保持生物多样性为例，在传统的林下咖啡种植园里，咖啡生长在多种遮阴林木下，通常每个农场能达到 40 个树种（图 8.2）。仅在拉丁美洲北部，咖啡种植面积就达 270 万 hm^2，这些林木－咖啡种植园为多层结构的植被，并有多种鸟和昆虫栖居，有时其多样性可以比得上邻近的自然森林（Philpot et al. 2007）。

由择伐、皆伐的林地或退耕农地恢复的森林会保留相当比例的原有生物区系并保持大部分的生态系统服务，特别是当物种能从邻近未干扰地区迁移过来并定居时尤其如此。当

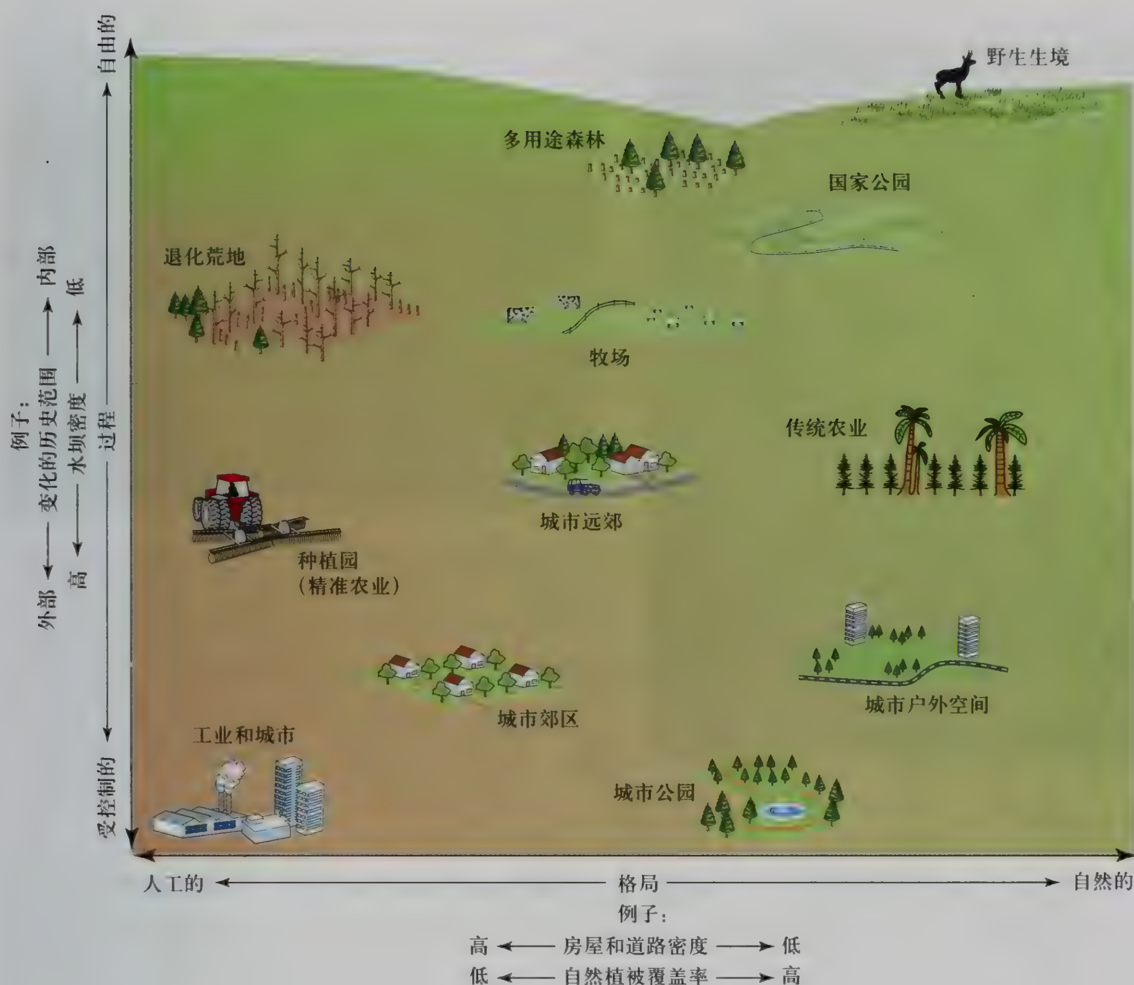


图 8.1 人类通过诸如农业、筑路、建房等活动改变自然植被和物种组成的格局进而引起景观变化；生态系统过程（水分流动、养分循环等）也由于控制火行为、筑坝，以及其他改变植物覆盖的活动而发生变化。野生生境地区保持着最原始的格局和过程，城市地区保持最少、其他景观保持着中等数量的原有格局和过程（引自 Theobald 2004）

狩猎水平得到控制时，热带森林中的灵长类动物能忍受低干扰水平的择伐作业（Zunino et al. 2007）。

在许多国家，大量政府拥有的土地规划为多种用途（multiple use），即使其提供多样化的产品和服务（Johnson et al. 1999）。美国土地管理局监管着 1.1 亿 hm^2 的多用途土地，包括 83% 的内华达州和犹他州、怀俄明州、俄勒冈州、爱达荷州以及西部其他州的大部分。在过去，这些土地被用作伐木场、采矿场、放牧场、野生动物园和休闲娱乐场。然而，这

(A)



(B)



图 8.2 两种类型的咖啡经营系统。(A)遮阴咖啡(Shade coffee)生长在多种树冠下，这能为鸟、昆虫和其他动物生活提供一个森林环境。(B)阳光下咖啡(Sun coffee)为单作栽培模式，没有遮阴树木，动物明显减少。(版权所有：A. 图片版权归 John Warburton-Lee Photography/Alamy 所有，B. 图片版权归 Elder Vieira Salles/shutterStock 所有)

些多用途土地日益被用来保护物种、生物群落和生态系统服务功能。例如，生物多样性保护已经融入太平洋西北部地区的“生态林业”或“绿树保留”(green-tree retention)项目中(Zarin et al. 2007)。这种方法要保留 15% 的活树、所有枯立木和采伐作业时的倒木，以便保持结构复杂性，为森林恢复过程中的动物提供栖息地。禁止靠近溪流的采伐，以保护水质和其他生态系统服务。其他的择伐方法[(包括“低影响采伐”(low-impact logging)和“轻度采伐”(light-touch logging)]也开始发展起来。如果政府支持的活动或行为威胁到濒危物种的生存，保护生物学家可利用法律来终止这些行为。

军队有时也被赋予保护多用途土地甚至包括保护生物多样性的任务。在一些国家，野生生物保护也作为军事控制区土地管理的一个目标。当然，在一些特殊时期如政治剧变、战争或国家处于紧急状态时，这些规则或职责也往往被忽视。

8.3 与当地人合作

即使是在被政府称作“荒野”的边远地区也经常会有少量的人口定居。在乡下过着传统生活方式并相对很少受到外部现代技术影响的社会被冠以不同的称呼如“部落人”(tribal people)、“土著人”(indigenous people)“本地人”(native people)或“传统居民”(traditional

> **要点：** 世界上一些高生物多样性地区居住着土著居民，保持着长期存在的资源保护和利用体系。土著居民对这些地区的保护努力是很重要的、甚至可能是必需的。

people）（Timmer and Juma 2005, www.iwgia.org）。这些人可能认为自己是当地的原始定居者，并且往往以社团或村庄的组织方式存在。有必要把原来定居的土著人与最近的新定居者区分开来，那些新定居者可能并不关心周围生物群落的健康问题。在很多国家如印度和墨西哥，土著人定居地区常和有高保存价值的原始森林区有惊人的相关性。土著人往往已经建立了对自然资源所有权的传统体系，有时政府对此予以承认。因此当地人是生物多样性保护努力的潜在而重要的合作伙伴（Nepstad et al. 2006；West and Brockington 2006）。

全世界大约有 3 亿土著人，占据着 12% ~ 19% 的地表面积（Redford and Mansour 1996）。大多数土著社会日益建立起与现代社会的紧密联系，导致信仰体系的改变（特别是在年轻人当中）并更多地利用外部制造的产品。有时这种转变会使土地和保护道德规范之间关系弱化。

数千年来传统的定居者不但不去威胁或损害他们赖以生存的“质朴的”（pristine）环境，还往往把自己看作整个环境的一部分。在许多现存的生物群落中植物动物复合体及其相对密度可能是这个地区人类历史活动（如捕鱼、选择性地狩猎、砍林种田、栽培有用植物）的反映。只有在人口密度低且有丰富的土地和资源时，这些活动才不会使环境退化。

许多传统社会有着很强的保护道德规范。这些道德规范与西方保护信仰相比可能并未清楚地表述，但比西方信仰更能影响人们的日常活动（Schwartzman and Zimmerman 2005）。在这样的社会，人们用传统的生态知识来制定管理措施，这些管理措施与信仰系统相关联并通过村民同意和领导人的权威来加强。这方面的一个案例是依靠块根作物和河里鱼生活的巴西西北部的卡诺印第安人（Tukano Indians）。他们的宗教和文化都强烈禁止砍伐 Upper Río Negro 沿线的森林，因为他们认为这些森林对保持鱼种群非常重要。卡诺人相信这些森林是属于鱼的，因而不能被人砍伐。他们也为鱼群生存划定了大量的庇护地并只允许在低于 40% 的水面捕鱼。除了能与周围环境长期共存而不破坏它们外，当地人也能管理环境以保持大量的有用植物。

在巴布亚新几内亚的湿地、草原和热带森林的坦斯弗莱（TransFly）生态区，多功能保护区的建立已经形成了 200 万 hm^2 以上的野生保护地。60 多个不同的土著人群生活在那里或与之有文化联系，并且大多数土著人愿意与世界自然基金会一道支持生物多样性保护（www.wwf.org）。坦斯弗莱是一个生物多样性热点地区（见第 5 章和第 7 章），有很多特有物种，包括美丽而迷人的极乐鸟（图 8.3A）。新几内亚部落男子长期以来捕猎极乐鸟和其他本地物种以获取雄体身上的神奇羽毛用于头饰或其他标志（图 8.3B）。现在很多这样的鸟受到了威胁，人们渴望了解并支持保护这些种群的努力，也包括限制对羽毛和蛋的获取。

那些支持自然资源保护的当地人常在生物多样性保护中起领导作用。在发展中国家为建立当地人管理的保护区，帮助他们获得法定土地所有权（legal title, 即被政府承认的土地所有权）是一个非常重要的努力（Bhagwat and Rutte 2006）。现在，土著社会占据着 97%

(A)



(B)



图 8.3 （A）许多极乐鸟种类，如戈氏极乐鸟（*Paradisaea decora*）是新几内亚特有种。（B）帕亚考纳（Payakona）和其他新几内亚部落男子在仪式装束上使用极乐鸟羽毛。当地居民正在与国际保护组织合作建立一个大的国际保护区以保护这些鸟类和其他野生生物（Tim Laman 惠赠）

的巴布亚新几内亚土地和亚马逊河盆地 1 亿 hm^2 的不同生境，而且这两个区域包括了全球生物多样性的很大比例。因纽特人占据着加拿大 1/5 的土地。在澳大利亚，传统部落控制着 9 000 万 hm^2 土地，包括一些最重要的保护地。

因而，在保护和政策发展项目中的挑战是建立与当地人合作的发展战略，有效地使它们成为保护的合作者。这些新的方法在避免生态殖民主义（ecocolonialism）的努力中得到发展。生态殖民主义是一些政府和保护组织为了建立新的保护地区而忽视土著人传统权力和风俗的做法，之所以如此命名是因为它类似于过去的殖民强权对当地人权力的历史性践踏（Cox and Elmqvist 1997）。

> **要点**：综合保护发展项目（IC-DPs）[illegible]

现在的保护管理计划一般都包括土著人的想法、目标和经济需求。这些项目如生物圈保护计划（Biosphere Reserves Program）（见第 7 章）尝试把生物多样性保护、传统社会的风俗习惯以及经济发展的诸多方面（如创造工作机会、提高健康和食物安全）结合起来（Timmer and Juma 2005）。上个世纪以来许多这样的项目，称为综合保护发展项目[（Integrated Conservation and Development Projects（ICDPs）]。已经开始实施。实际上，它们经常在管理上是有问题的（McShane and Wells 2004；Baral et al. 2007）。下面所列举的一些 ICDP 类型是目前已经启动的。

8.3.1 就地农业保护

现代农业的长期健康发展依赖于被传统农业保留下来的作物地方品种中的遗传变异性(Bisht et al. 2007)。在中国，一个政府资助的项目通过高质量的传统稻和高产量的杂交稻间作来保持水稻的遗传变异性（Zhu et al. 2003)。

在美国西南部干旱区，一种将传统农业和遗传资源保护联系起来的方法被用于保持旱地作物的耐旱性（www.nativeseeds.org)。一个叫 Native Seeds / SEARCH 的私营组织收集并长期保存传统作物品种的种子。该组织鼓励一个由 4 600 名农民和其他成员组成的网络种植传统作物，为他们提供传统作物品种的种子，并收购未出售的产品。

许多国家已经建立了特别保护区，保护作物野生近缘种和商业化作物的传统品种。例如以色列保护了小麦、燕麦和大麦的野生近缘种，印度保护了柑橘类的野生近缘植物。

8.3.2 可获取自然产品的保护区

在世界上很多地区，数十年甚至数百年来土著人从自然群落中获得自然产品。出售或实物交换这些产品是当地人生计的主要部分。可以理解的是，当地人非常关注能否保留他们继续从新建立的保护区中获取自然产品的权力。一个新的保护区类型，称为可获取自然产品的保护区（extractive reserve)，为此提供了一个可持续的解决方案。在这样的项目中，自然产品的获取水平要受到监控和调节，以防止过度利用。

在巴西，政府允许当地居民从可获取自然产品的保护区以对森林生态系统产生最小影响的方式采收自然产品如木质产品、可食用种子、橡胶、树脂和巴西坚果（Wadt et al. 2008)。每年从可获取自然产品的保护区收获的巴西坚果约 20 000 吨，年销售额大约 5 000 万美元。在巴西，这样的可获取自然产品的保护区包含了约 300 万 hm^2 面积的土地，保证了当地民众继续传统生活方式的能力，也防止了把土地转换成耕地的可能性。然而在可获取自然产品的保护区内人类对自然生态系统的影响显而易见，如大型动物种群常由于当地人的强度狩猎而显著减少，巴西坚果树幼苗密度由于对成熟坚果的强度采集而降低。

在受到西方国家财政资助的一些东非和南非国家，正在为努力保护野生生物而采取可持续的收获策略。特别是南非的纳米比亚政府已经发展了一个创新项目，该项目把从野生生物得到的收益用于管理野生生物并给当地人利益。一个这样的项目是基于社区的自然资源管理，在这里当地社区与政府合作把狩猎权卖给狩猎公司，收入也来源于开设的一些旅游设施。尽管该项目有显著的成功，然而一些西方国家的动物权益组织提出了质疑，即为什么当地政府要参与这样的依靠富人狩猎愿望来捕杀大型动物（如狮子和大象）的项目。

8.3.3 基于社区的动议

在很多例子中，当地居民已经保护了他们居住地附近的生物群落、森林、野生生物、河流、沿海水域。村庄的老人经常坚持基于宗教上的和传统信仰上的保护。政府和保护组织帮助当地保护者获得传统土地的法律权利、科学技术、用于发展所需要的基础设施的财政资助。一个例子是关于在伯利兹东部的狒狒保留地，起因于多个村庄以保护黑吼猴（*Alouatta pigra*）当地种群所需森林的集体协议。参观保留地的生态旅游者需要付给村庄组织者费用，如果他们在那过夜并在当地住户家里进餐的话需要另外付费。在当地工作的保护生物学家已经为当地培训了向导，提供了关于当地野生生物的大量科学知识、在当地建立自然历史博物馆的资金和对村庄负责人的管理训练（Alexander 2000）。

在太平洋的萨摩亚群岛，大量雨林地是在惯常的所有权下，即被土著部落拥有。村民们为了付给学校费用和其他必需品而出卖原木的压力越来越大。尽管如此，出于对森林的宗教和文化意义以及药用植物和其他产品的考虑，当地人仍有保护土地的强烈愿望。为了满足这些矛盾的需求，发展了多样的解决办法。在美国的或东部萨摩亚群岛，美国政府于 1988 年从村民处租得了森林和沿海土地并建立了一个新的国家公园，村民仍保留着对土地的所有权以及传统的狩猎和采集权利。

8.3.4 为生态系统服务付费

最近一个创造性的办法出台，包括给个人土地所有者和保护关键生态系统的当地社区直接支付费用，以便使得当地民众成为有效的土地管理者（Sánchez-Azofeifa et al. 2007）。这个方法比那些尝试把保护和经济发展结合起来的项目具有更简洁的优势。这些类型的项目有时被称作生态系统服务付费（payment for ecosystem service）。政府和非政府保护组织开发市场，当地土地所有者可以通过保护和恢复生态系统来参与（WRI 2005）。哥伦比亚考卡河流域（the Cauca Valley）的管理就是一个典型的案例。流域上游的土地所有者砍伐森林并在山坡上过度放牧，导致流域下游的洪水泛滥和溪流的不稳定。下游的土地所有者已经投资建立了糖原料种植园，但他们认识到需要保护水源供应。因此，下游土地所有者组织了一个水资源利用协会（water use association），设立了一系列以上游土地所有者为目标的项目，包括一个教育和培训项目、一个发展人工林和精准农业的生产项目，以及一个提高水质和减少侵蚀的基础设施项目。从 1995 年到 2000 年，水资源利用协会筹集了 150 万美元花在流域上游地区。

> **要点：** 那些能为当地居民提供某种利益（常常是经济利益）的计划有助于保护目标的实现。新的市场正在形成，在这样的市场中当地居民能为提供生态系统服务而获得回报，如保持水供应和种植树木以吸收二氧化碳。

乡村民众也能参与到新开发的生态系统服务市场。在墨西哥恰帕斯的斯高里特

(Scolet Té) 项目中，农民同意保持它们现有的森林并恢复退化土地。参与此项目的农民收到来自大工业企业的补偿，用于这些企业为抵消其 CO_2 释放所造成的碳收支。农民通过在树下栽植高价值的耐阴咖啡获得额外的收入。迄今为止，已有 700 个农民同意参与到此项目中。

8.3.5 评估保护的主动性

前述成功项目的一个关键在于有保护生物学家与当地社区之间的密切合作，当地社区的负责人有远见，并有政府部门强有力的支持。然而，在许多例子中当地社区可能会有内部冲突或比较差的负责人，结果未能成功地管理一个保护项目。传统方式可能会改变或消失，开发的经济压力可能会增长，所以有时项目得不到正确管理 (Castillo et al. 2005)。此外，政府部门可能会无效甚至腐败。尽管与当地人合作是个可取的做法，但在一些情况下这是不可能的。因此，一些科学家认为保护生物多样性的唯一途径是把人从核心保护区域迁出，并严格地守护好边界 (Struhsaker et al. 2005)。

8.4 生态系统管理

在全球范围内，政府部门和保护组织都在不断敦促资源管理者逐渐拓宽他们传统的理念，在强调最大物质生产 (如被收获的木材蓄积量) 以及服务 (如到公园的参观者数量) 时，也要重视生物多样性和生态系统过程的保护 (Richmond et al. 2006; Levin and Lubchenco 2008; Koonz and Bodine 2008)。这种观点包含在生态系统管理 (ecosystem management) 概念中，它是一个包括众多利益相关者的大尺度管理系统，其主要目标是保护生态系统组分和过程以便在满足当代人需求的同时还能长期满足社会的需要 (图 8.4)。与传统上政府部门、私人保护组织、企业或土地所有者各自为政不同，生态系统管理鼓励他们合作以达到共同的目标 (Dennison et al. 2007; Tallis et al. 2008)。例如，一个大的濒海森林流域生态系统管理项目将山顶到海岸的全部所有者和使用者联系在一起，包括林业人员、农民、企业集团、市民和渔业部门。

一些生态学家认为生态系统管理不大可能改变当前以人为核心的过度开发自然资源的管理模式。但大多数人对生态系统管理还是认可的，很多政府部门、企业和保护组织非常努力地把生态系统管理概念贯彻到保护实践中。生态系统管理的主要内容如下：

- 应用最好的科学理念和知识制定区域可持续发展的综合规划。这个规划应包括生物的、经济的和社会的考量，而且政府部门、企业、保护组织和市民等利益相关方都能接受。
- 确保所有物种的可存活种群、重要的生态系统及其演替阶段，以及健康的生态系统功能。



图 8.4 生态系统管理把所有的利益相关方都联系起来，让大家都能从合作中获取利益。一个流域需要一个多目标驱动的管理，其中许多是互相影响的（引自 Miller 1996）

- 寻求和理解生态系统所有水平和尺度之间的联系——从单个生物体到物种、生物群落、生态系统，甚至包括区域或全球尺度。
- 监测生态系统重要组分（重要物种的个体数量、植被盖度、水质等），搜集需要的数据，然后用这些结果以一种适应性的方式来调整管理——此过程有时称作适应性管理（adaptive management）（图 8.5）。

马尔派－宝德兰集团(Malpai Borderlands Group)的工作可以作为生态系统管理的例子，这是一个牧场主和土地所有者的合作企业，致力于促进私有土地所有者、政府部门以及保护组织（如大自然保护协会）之间的合作（www.malpaiborderlandsgroup.org）。该团体正在发展一个合作网络，该网络包括沿美国亚利桑那州和新墨西哥州边界横贯大约 400 000 hm^2 独特而崎岖的山地和沙漠，这里生活有许多稀有物种。马尔派－宝德兰集团用有计划的火烧法来管理牧场、重新引进本地草种，应用新方法于家畜放牧，把科学研究纳入管理计划，并且通过应用保护地役权的方式（不开发土地的协议，见第 9 章）调整当地的发展，以避免生境破碎化（habitat fragments）。

生态系统管理的一个合理的扩展是生物群区管理（bioregional management），它针对一

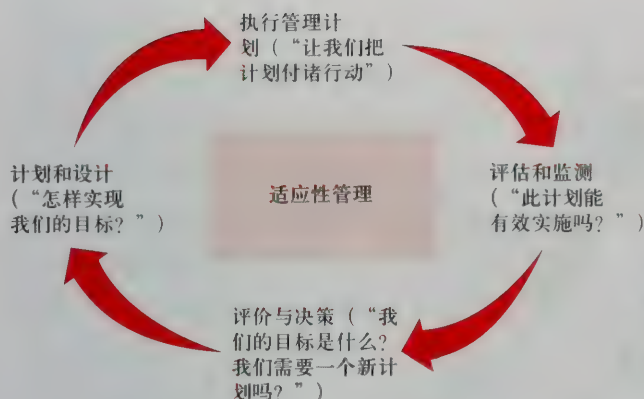


图 8.5 适应性管理包括一个循环：计划和设计、执行，评估和监测，以及评价和决策（引自 Comiskey et al. 2001）

个单独的大尺度生态系统如加勒比海、澳大利亚的大堡礁，或若干相互联系的生态系统如中美洲的保护地。生物群区管理特别适合于那些跨越国际边界的大型生态系统或当一个国家或地区的活动将直接影响另一个国家的生态系统的情况。例如，21 个国家和欧盟参与地中海行动计划，以维持地中海及其周边的健康。

8.5 恢复受损生态系统

一些自然灾害如飓风或闪电引起的火灾可能损坏生态系统，但一般可以通过生态演替过程恢复原来的群落结构，甚至相似的物种组成（见第 2 章）。然而，一些属于过度损坏或退化，如被高强度人类活动（如开矿、过度放牧、采伐）毁坏的生态系统可能已经丧失了自然恢复能力。生态恢复（ecological restoration）是恢复占据一定领地的物种和生态系统，以达到过去的某个状态的措施（www.ser.org; Clewell and Aronson 2006）。恢复生态学（restoration ecology）是研究被恢复种群、群落和生态系统的科学（Falk et al. 2006）。恢复项目的作用除了作为保护策略的一部分外，它们还提供了用不同方式完全重新组合群落的机会，以了解其如何更好的运行，这比别的方式更可能用来测试较大尺度上的生态思想（Callaway et al. 2003）。重建被损坏的生态系统也极大提高了扩大或连接现有保护区系统的可能性（图 8.6）。

> **要点：**一些生态系统由于人类活动而严重退化，以至于很难凭自身能力恢复。恢复生态学有助于在这些地方用部分或全部原有物种来恢复生态系统及其功能，或者鼓励建立新的有价值群落。

8.5.1 恢复生态系统功能的需要

生态恢复原意是用实用技术尝试恢复生态系统的功能或已知具经济价值的物种，例如人工湿地建设（以预防洪水泛滥）、矿区复垦（以防止土壤侵蚀）、过度放牧地管理（以提高草地生产力）、皆伐地造林（为木材生产、游憩和具生态系统价值）。然而，这些技术经



图8.6 在加利福尼亚提尤纳河口（Tijuana Estuary）的"友谊湿地"（Friendship Marsh），一个测试不同实验处理对恢复效果影响的实验。湿地分成6个实验区（虚线），3个有潮汐小溪，3个没有，用来测试排水的效果。在每个实验区，恢复处理（绿色小区）包括不同物种、不同栽植密度、不同土壤添加处理。在最大的小区中（淡绿色长方形），分别用和不用海藻堆肥栽植盐生沼泽植物。检验这些处理对植物、鱼类、无脊椎动物和海藻的影响（引自 Zedler 2005）

常只产生简单的生物群落或是不能自我维持的群落。随着人们对生物多样性关注的增长，恢复计划已经把重建原来物种组合和生态系统作为一个主要目标。

美国新奥尔良市和墨西哥湾沿岸其他城市在2005年遭到卡特里娜（Katrina）飓风和紧接着卡特里娜的较小飓风丽塔（Rita）的破坏，部分原因是由于湿地面积减小和过度开发造成的。已经发生的自然灾害说明生态系统服务对生物和人类非常重要（见第3章）。具有讽刺意味的是，路易斯安那海岸湿地保护与恢复工作组早在7年前（1998）的评估中就已经预测到了飓风可能造成的破坏，当时强调了立即恢复失去湿地的紧迫性。

有时恢复是补偿性缓解（compensatory mitigation）的一部分，即创建或恢复一个新生境以替代由于开发而破坏的生境（Clewell and Aronson 2006）。例如，被修筑堤坝阻止的年度河水泛滥、被日常管护控制的自然火，如果这些过程的缺失对当地生态系统或物种有害的话则可能需要调整目前的管理模式。

一些恢复项目把公众参与和教育作为第二目标，继而当地民众在恢复失去的公共资源时常起到领导作用。一个例子是马飒（Wangari Maathai）博士于1977年在非洲国家肯尼亚发起的绿带运动（Green Belt Movement）（见第210页）。绿带运动鼓励肯尼亚的农村妇女在已被砍伐的地区重新植树以控制土壤侵蚀、恢复生态系统。通过这样的草根运动，在肯尼亚栽植了3 000万株树。马飒由于出色的工作获得了2004年诺贝尔和平奖。

矿区是生态恢复的主要目标。然而，由于土壤侵蚀、重金属污染以及土壤贫瘠，矿区的自然恢复可能会推迟数十年甚至几个世纪。当破坏因素仍然存在时要恢复一个生态系统是不可能的。例如，只要过度放牧不停止，退化草地是不可能恢复的；显而易见，减小放牧压力是退化草地恢复的关键环节。

在较大范围内没有种源时，恢复也是不可能的。例如，美国大面积的草原开垦为农田导致该区域草原物种彻底丧失。即使当一个单独的土地斑块弃耕后，原来的群落也不可能自然恢复，主要是因为没有原来植物的种源，附近也没有原来的动物种群。

有些时候，人类活动创建了全新的环境，如水库、运河、垃圾场和工业用地。如果对这些地方疏于管护，常会被入侵种占据，由此形成的生物群落在保护方面没有价值、在美学上也不吸引人。如果消除入侵种，并引入本地种，则本地群落可能会恢复，而且根除入侵种。

为了补偿其他地方已破坏的生境，可经常有计划地创建新生境。这些新生境应与参照生境（reference sites）的生态系统功能或物种组成类似（MacDougal et al. 2004; Hopfensperger et al. 2006）。参照生境为恢复提供了直观的目标和量化的方法。参照生境担当着对照生境的角色，也是生态恢复中的重要概念。为了确定恢复项目的目标是否达到，恢复地和参照生境需要监测几年甚至几十年，以确定管理目标的实现程度以及是否需要进一步的管理措施，这种方式称作适应性恢复（adaptive restoration）（Zedler 2005）。特别是，当本地种不能成活时必须重新引入，如果入侵种仍然生长茂盛就必须重新去除。

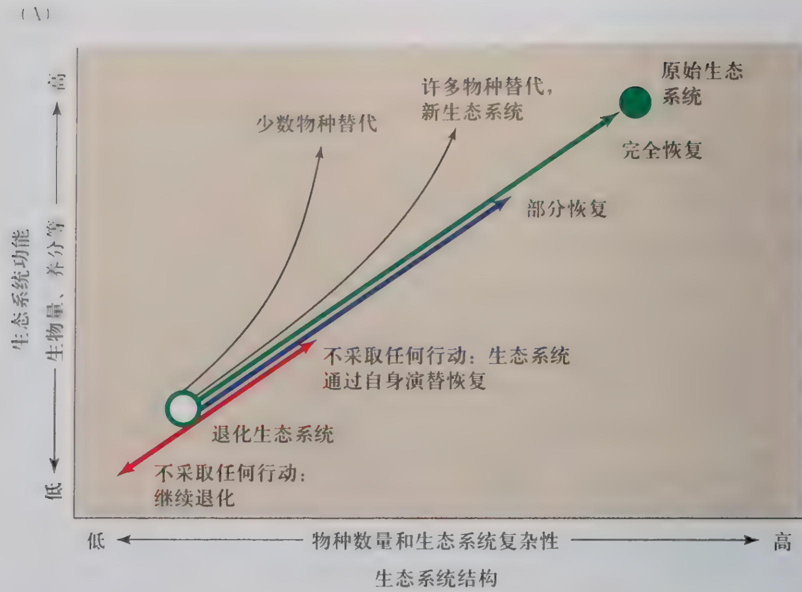
8.5.2 生态系统恢复的方法

图 8.7A 列出了恢复生物群落和生态系统的主要方法，包括：

1. 不采取任何行动：不采取行动的原因是恢复项目可能非常昂贵、早先的恢复尝试失败了、或已有经验表明生态系统能够自己恢复。弃耕农田恢复为森林就是一例。
2. 替代：一个退化生态系统被一个不同的但高产的生态系统类型所替代（例如，一个退化的森林可能被一个高产的草场所替代）。仅仅是少数物种被替代，或者可以尝试较多物种的较大尺度的替代。
3. 部分恢复：至少一些生态系统功能和原来的部分优势种得到恢复。一个例子是，在退化草地上栽植一些易成活的并且对生态系统功能很关键的植物，虽然可能延迟部分稀有种的恢复（图 8.7B）。
4. 完全恢复：通过去除破坏性因素、立地调整、重新引入原来物种等，以恢复原来的物种组成、生态系统结构和生态系统过程（图 8.7C）。

在实践中，生态恢复必须考虑恢复速度、成本、结果的稳定性，以及最后的群落以最小的成本维持（Allen et al. 2001; Zedler et al. 2001）。恢复成本、种子是否容易获得、何时给植物浇水、施多少肥料、如何去除入侵种，以及如何整地等对一个恢复项目的成功极为重要。

(A)



(B) 在退化海滩沙丘上栽植植物







(C) 去除牲畜过度放牧的影响







退化陆地群落的恢复通常强调建立原来的植物群落。这个侧重点是对的，因为植物群落是生物量的主体并为群落的其他成员提供了栖息环境。然而在将来，恢复生态学需要更加重视群落的其他主要组分。真菌和细菌、土壤无脊椎动物、哺乳动物、鸟类以及昆虫都有重要的生态作用。许多这些非植物种可以通过土壤样品转移到被恢复地。土壤表层包含了大部分被埋藏的种子、土壤无脊椎动物，以及其他土壤生物。如果一个地方将遭到破坏然后再被恢复，如露天开矿，应先小心地移走上层土壤并储存起来以备恢复之用。使用当地生物材料可以避免引入的外来基因型不适应当地环境的问题。

8.5.3 主要的恢复目标

生态群落的恢复主要集中在湿地、湖泊、草原和森林生态系统。这些环境由于人类活动的强烈干扰已经发生了重大变化，亟待恢复。城市地区也能受益于恢复项目。中国的人为干扰很严重，大量退化生态系统需要恢复重建，这同时也为生态恢复研究与实践提供了机会。

湿地

已经开展了大量的河流、沼泽等湿地的恢复工作（Halpen et al. 2007）。日本有一个很有启发的湿地恢复案例，在那里父母亲、教师和孩子们在学校附近和公园建立了数百个小池塘，为蜻蜓和其他当地水生物种提供栖息环境（Primack et al. 2000）。蜻蜓作为日本文化的一个重要象征，是用来教授孩子们科学知识的一个出发点。他们在这些池塘中种植水生植物，一些蜻蜓则主动飞来繁殖，而其他物种的若虫也可从其他池塘“迁入”，孩子们负责管理这些“生机勃勃的实验室”。这样的活动有助于培养他们的主人翁责任感，并提高他们的环境意识（图 8.8）。

湿地经常被破坏甚至被填掉，这是由于它们在洪水控制、保持水质和生物群落保护方面的重要性还没被充分认识。在美国有一半以上的原有湿地已经丧失，而在人口众多的州如加利福尼亚州有 90% 以上的湿地已经丧失。今天，由于美国清洁水法案（Clean Water Act）和“无湿地净损失”（no net loss of wetlands）政策对湿地的保护，那些破坏湿地的大型开发项目必须修复破坏的湿地或重建新的湿地以补偿那些被破坏而没有被修复的湿地（Robertson 2006）。

◀ 图 8.7 （A）必须决定哪种行动方案是最好的，是把一个退化立地完全恢复、部分恢复、用不同的物种取代、或者不采取任何行动；（B）部分恢复。志愿者们沿着加利福尼亚圣塔莫尼卡海滩（Santa Monica Beach）的陡岸替换植被。尽管结果不是原来的生态系统，但它有效地阻止了进一步的退化；（C）完全恢复。沿着亚利桑那州圣佩德罗河（San Pedro）的恢复项目使过牧裸露地区恢复到了原来的生态系统（A. 引自 Bradshaw 1990；B. 归 Ann Dalkey 和国际恢复生态学会惠赠；C. 美国渔业和野生生物局 Dave Krueper 摄）



图 8.8 （A）日本横滨的孩子们在他们学校附近建立了一个蜻蜓池塘。他们挖土坑、用黏土糊坑底、用木桩加固岸边。然后，孩子们种植水生植物，并释放蜻蜓若虫。（B）在一个市级活动日，孩子和大人们在池塘边用捕虫网来检测蜻蜓的多样性和多度。他们也去除池塘里过多的水生植物以及一些外来鱼类。（C）这个公开张贴的海报呼吁"让我们建造一个蜻蜓池塘！"。这是政府努力培养学生以及[illegible]环境项目的举措（森清和（Seiwa Mori）[illegible]）

重建原来的水文状态并栽植本地物种已经成为恢复与重建项目的重点。

已有经验表明这些恢复湿地的项目往往并没有很好地体现当地生境的物种组成或水文特征。物种组成、水分运动、土壤以及立地历史经常是不可能完全匹配的。几年后，恢复湿地将被外来的入侵种所占据。然而，被恢复湿地经常有一些原来湿地的植物种类，或至少有相似种类，因而可以认为在一定程度上是功能相似的。尽管与原来的湿地不同，恢复的湿地也有一些有益的生态系统特征，如控制洪水和降低污染等，并且经常为野生生物提供栖息环境。另外关于恢复方法的研究可能进一步提高恢复效果。恢复河流生物多样性的策略包括完全拆除水坝和其他设施以及调控水库放水（Helfield et al. 2007）。

草原和草地

北美以前的一些小面积耕地已经恢复成草地。由于物种丰富、有许多漂亮的野花、并能在几年内建立起来，所以恢复草地是比较理想的选择（Seabloom 2007）。用于草地恢复的技术与普通的园艺和农业技术很相似,适合志愿者参与。当然,重建整个群落的土壤结构、植物物种和无脊椎动物可能会花费数个世纪，甚至永远也达不到这个目标。

草地恢复中的基本方法是，在有草地物种的情况下可以选择浅耕、火烧、耙地等措施，如果只有外来物种存在则可通过机械措施整地或应用除草剂去除全部植被，然后通过移植草皮来重建本地物种，或直接撒播源于野生或栽培植物的种子（图 8.9）。最简单的方法是从一个自然草地上搜集带有种子的干草，继而撒在已平整的土地上。

有人提出了一个最具雄心的草原恢复建议，让美国大平原从达科塔斯（Dakotas）到德克萨斯、从怀俄明到内布拉斯加约 38 万 km^2 的矮草草原休养生息，或称作“野牛公园”项目“buffalo commons”（Mathews and Worster 2003）。现在这些地方多是对环境不利的且常常无收益的农业和牧业用地，经常需要政府补贴。这个地区的人口正在下降，城镇居民歇业，年轻人也离开了。从生态、社会，甚至经济的观点上看，最好的长期利用方式是恢复成矮草草原生态系统。可鼓励当地人开展环境危害低的主导产业如旅游业、野生生物管理、低强度的牛或野牛放牧，仅留下最好的土地用于农业。

一个更加大胆的提议是把非洲和亚洲的大型动物，如大象、印度豹、骆驼，甚至狮子释放到该地区，以重建 12 000 年以前，即人类到达北美洲之前的生态系统（Donlan et al. 2005）。这些提议或计划仍存在争议，因为该地区许多农民和牧民想要继续而不是改变他们现在的生活方式，并且抱怨科学家或政府提出的他们不喜欢的建议，以及施加给他们的不能接受的干涉。

富营养化湖泊

尝试恢复被级联式的富营养化事件严重污染的湖泊（见第 4 章）不仅提供了切合实际的管理信息，而且也丰富了湖沼学的内涵（关于淡水系统的化学、生物学和物理学研究的学科）（MacKenzie 1996）。最引人注目和花费巨大的湖泊恢复例子是伊利湖的恢复。

(A)



(B)



图 8.9 [illegible]（Civilian Conservation Corps）[富兰克林 · 罗斯福（Fran[illegible]）[illegible]在经济大萧条时期推动就业]的一些成员参加[illegible]项目。（B）50 年后草地的样子（A [illegible] Larry Michael/naturepl.com 所有）

伊利湖在20世纪五六十年代曾经是北美五大湖中污染最严重的，水质恶化、藻类水华广布、鱼类种群数量减少、深水氧气缺乏。然而，从1972年开始，美国和加拿大政府在废水处理设施上已经投资超过75亿美元，把每年流入湖泊的磷含量由1972年的15 260吨减少到1985年的2 449吨（Makarewicz and Bertram 1991）。一旦水质开始改善，本地的捕食性鱼类种群开始自然恢复；州政府也往湖中加入这类鱼苗，因为这些鱼捕食小鱼，而这些小鱼又以浮游动物（zooplankton）（漂浮在水中的单细胞、无光合作用的生物）为食。随着小鱼数量减少，浮游动物增多并消耗更多的藻类，这样水质就得到了彻底改善。具有讽刺意义的是，湖水透明度的提高可能也与破坏性的斑马蚌类的入侵（见图4.15）有关，因为大量的外来蚌类过滤掉了数吨的藻类。

湖泊深处的氧气水平得到了显著提高。然而，由于大量外来物种的存在以及被改变的水化学，湖泊很难恢复到原始状态。但是，综合控制水质的措施和数十亿美元的投资使得这个大型水域生态系统在很大程度上得到了恢复。

武汉东湖开展的原位围隔试验，成功地利用鲢、鳙直接控制微囊藻水华。目前已在东湖的渔业实践中证明这是一种非经典的但却是行之有效的生物控制途径（刘建康和谢平 2003）。

热带干旱森林

中美洲热带干旱森林长期遭受大规模地转变为农场和牧场及采伐和狩猎的影响。美国生态学家与哥斯达黎加国家公园管理局和当地人员合作，在瓜那卡斯特保护区（Area de Conservación Guanacaste）对11万 hm^2 土地开展恢复工作（Janzen 2000; Allen 2001）。该地区的恢复包括栽种本地和外来树种形成遮阴环境以排除入侵的杂草、防止人类引起的火灾、禁止伐木和狩猎。最初，利用家畜放牧来控制杂草，现在逐渐停止放牧以恢复森林。用这种方法已经将6万 hm^2 的牧场改造成了幼龄林。这个地区原来的森林结构可能需要200 ~ 500年才会重新恢复。

在瓜那卡斯特恢复计划中的关键组成部分是生物文化恢复（biocultural restoration），项目组成员给邻近学校的学生讲授基础生物学和生态学知识，给市民团体做报告。这样的教育项目已经收到良好效果，使人们掌握了自然保护知识，也让他们认识到瓜那卡斯特保护区对当地人的价值。

在华南地区，通过营造纯林和混交林，极度退化的小良热带森林立地经过45年时间得到初步恢复。在混交林中已经具有较高水平的生物多样性和生态系统功能，具备了热带雨林的主要特征（Ren et al. 2007）。

城市地区

当地市民愿意与政府部门和保护组织合作来恢复退化的城市地区。煞风景的水泥沟渠代之以大石块砌成的蜿蜒溪流，并种植本地的湿地植物。空地和被遗弃的土地上栽植本地的灌木、乔木和野花。砾石坑可以用土填平或建成池塘。这些活动十分有益，即可以培养

要点：[illegible]

人们的自豪感、建立崭新的社区、并使财产增值。在这些改造好的地方，人与生物多样性共存，可以称作和谐生态学（reconciliation ecology）。随着城市的扩张，这种方法将越发显示出重要性（Rosenweig 2003）。

在巨大的城市垃圾场恢复本地群落既是挑战，也是机遇。在美国，每年有1.5亿吨垃圾被埋在5 000多个垃圾场。这些“眼中钉”成为保护努力的焦点。当这些垃圾场达到最大的接受能力时，可以用塑料薄膜和泥土等防止或尽量减少有毒化学物质和污染物渗入附近的溪流、沼泽和其他湿地。在地表栽植本地乔灌木树种可以吸引鸟类和哺乳动物，这些动物将从周边带来本地植物的种子。在纽约市史泰顿岛（Staten Island）上，福莱式科尔（Fresh Kill）垃圾场的面积达1 000 hm^2。通过地形改造和栽植5.2万株乔灌木（涉及18个种），建立了一个新的公园。

8.5.4 恢复生态学的未来

恢复生态学是保护生物学里发展迅速的方向之一，有自己的学会（国际恢复生态学会，the Society for Ecological Restoration）和刊物（《恢复生态学》Restoration Ecology 和《生态恢复》Ecological Restoration）。科学家们充分利用更多已发表的研究成果，制定恢复计划，并对项目的实施与管理提出意见和建议，尽量将退化生态系统恢复与生物多样性保护相结合。需要强调的是，保护生物学者必须努力确保恢复项目是合理合法的，不要变成一些环境污染企业的面子工程，仅对继续经营感兴趣。不能在容易看到的地方建一个5 hm^2 的“示范”项目以补偿在别处的数千或数万公顷的土地破坏，保护生物学者不能接受这样的项目。最好的长期策略是在自然状态下开展生物群落的保护和管理。只有这样，我们才能确信所有物种和生态系统的长期存活是可能的。



小结

1. 相当多的生物多样性存在于保护区之外，特别是在多用途资源开发的生境尤其突出。传统农业、择伐森林，以及轻度放牧草地经常保留一些原有物种和生物多样性的其他组分
2. 当地居[illegible]为保护计划的合作者。综合保护发展项目（ICDPs）能把生物多样性[illegible]提供经济发展机会联系起来。为生态系统服务付费是一个很好的想法，包括直接支付给土地所有者补偿费，以用于好的土地管理措施的实施。

3. 政府和土地所有者逐渐走到一起，共同实施生态系统管理项目，包括把大面积的生物多样性保护作为他们多用途土地管理的优先项目。
4. 恢复生态学为退化生境重建物种、整个群落和生态系统功能提供了方法。恢复项目常能提高邻近社区的生活质量。恢复重建有时是为了补偿其他地方造成的生境破坏。



讨论题

1. 已知唯一的稀有甲虫种群存在于大城市的几小块私有灌木地中。怎样才能说服土地所有者为保护甲虫种群而管理这些灌丛?
2. 你能用什么方法和技术来监测和评估恢复项目的成功程度? 你建议用多大的时间尺度?
3. 在中国如何有效实施保护区外的生物多样性保护?

推荐读物

Clewell, A.F. and J. Aronson. 2006. Motivations for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology* 20:420-428. 各种各样原因驱动着生态系统的恢复，在此过程中保护生物学家需要有所贡献。

Dinerstein, E. and 14 others. 2006. The fate of wild tigers. *BioScience* 57:508-514. 要维持野生虎生存，既需要保护地也需要保护地之外的生境。

Falk, D.A., Palmer, M.A. and J.B. Zedler (eds.). 2006. *Foundations of Restoration Ecology: The Science and Practice of Ecological Restoration*. Island Press, Washington, D.C. 关于这个快速发展领域的重要信息资源。

Koontz, T.M. and J. Bodine. 2008. Implementing ecosystem management in public agencies: Lessons from the U.S. Bureau of Land Management and the Forest Service. *Conservation Biology* 22:60-69. 有效管理的障碍常常来自政治、文化和法律。

Levin, S. and J. Lubchenco. 2008. Resilience, robustness, and marine ecosystem-based management. *BioScience* 58:27-32. 需要强化激励措施以使每个人都能关注和参与保护事业。

Philpott, S.M., P. Bichier, R. Rice and R. Greenberg. 2007. Field-testing ecological and economic benefits of coffee certification programs. *Conservation Biology* 21:975-985. 需要设立有机的、公平贸易和遮阴证书方面的项目，以使农民和生物多样性保护同时受益。

Richmond, R.H. and 9 others. 2006. Watersheds and coral reefs: Conservation science, policy, and implementation. *BioScience* 57:598-607. 需要采取流域综合管理来防止水土流失和泥沙沉积。

Schwartzman, S. and B. Zimmerman. 2005. Conservation alliances with indigenous peoples of the Amazon. *Conservation* Biology 19:721-727. 保护生物学家和当地居民具有共同目标和合作的基础。

Wilcove, D.S., M.J. Bean, B. Long, W.J. Snape and B.M. Beehler. 2004. The private side of conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:326-331. 在生物多样性保护方面，私人的和公共的积极性同等重要。

Zarin, D.J., M.D. Schulze, E Vidal and M. Lentini. 2007. Beyond reaping the first harvest: Management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 21:916-925. 低强度的采伐可能有助于生物多样性保护，但管理要严格。

（杜晓军 编译，马克平 审定）





羊群正在风车下啃草，风力发电能够给附近的城镇提供可持续的能源

第 9 章
可持续发展的挑战

> 我们迫切需要认识到，我们只是自然界中的客人而非自然界的主宰。需要采取一种新的发展模式，这种模式要取决于对所有人的成本和惠益并且受制于自然本身而非技术和消费。
>
> — 国际绿十字组织创始会长 米哈伊尔·戈尔巴乔夫，1993

鉴于生物多样性保护的努力会与人类实际的和预期的需求相冲突，许多保护生物学家、政策制定者以及土地管理者逐渐认识到了可持续发展的需求—— 经济发展，即在满足当前和将来资源以及就业需求的同时，最大限度地降低对生物多样性的影响。这里涉及“经济发展”这个名词。就像大多数环境经济学家所定义的，经济发展意味着在效率和组织方面的改进，并不意味着资源消耗的增加（Ehrenfeld 2005）。经济发展与经济增长显著不同，后者定义为资源使用总量中的物质增长。

可持续发展强调的是在限制经济增长的同时，改进当前的发展。按照这个定义，投资国家公园的建设以改善生物多样性的保护和为社区提供收益是可持续发展行动中的例子。减少破坏性伐木和捕捞是另外一个例子，也可能是一个重视可持续发展的重要例子：发展通常是非持续性的。非持续性的发展不能够长久，因为它依赖于资源的可利用性，通常，非持续发展能够毁坏或耗尽资源（Pollan 2007）。中国政府也意识到了这一点，出台了多项法律和法规保护海洋、森林、草原和动植物资源，其中中华人民共和国渔业法明确规定了捕捞实行限额制度，以保证渔业资源的可持续性利用和捕捞业的可持续发展。

> 要点：可持续经济发展的目标是在满足人类社会目前和将来的需求的同时，保护物种、生态系统和生物多样性。

遗憾的是，“可持续发展”这个名词通常被滥用。很少有政客或商人愿意宣称自己反对可持续发展。因此，许多大公司以及它们资助的政策组织会滥用可持续发展的概念来“洗绿”它们的工业化活动，而只采取很少的行动来保护资源。掘取木材或农田而使大面积热带雨林消失的计划不能因为留

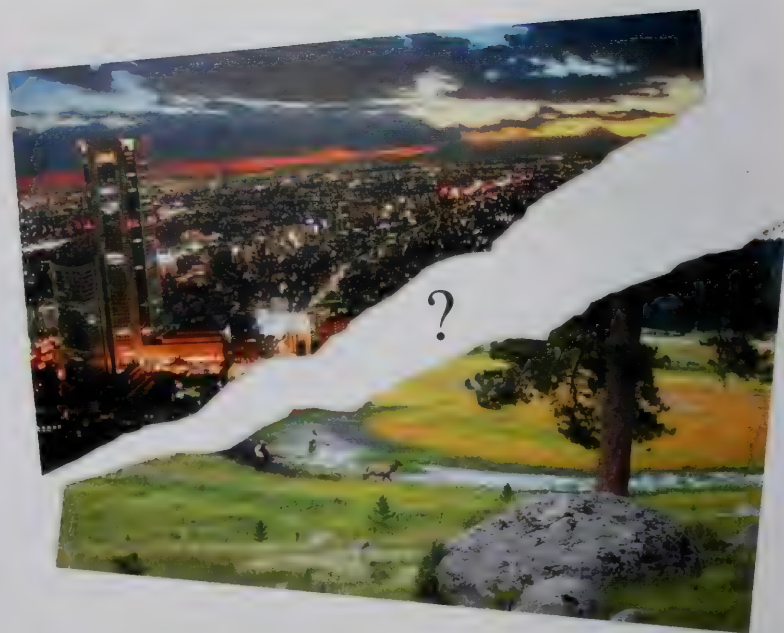


图 9.1 可持续发展致力于解决和弥补满足人类需求的发展和自然的保护之间的分歧。（图片版权归 Lazar Mihai-Bogdan 和 George Burba 所有）

下其中很小的一部分用于建设国家公园而简单地称为“可持续发展”。同样地，当最终结果增加了能量的消耗，制造使用“高能效”的设备和鼓吹使用最新节能技术的大型城市越野车不能称为“可持续发展”。或者是，许多人走上另外一个极端，认为世界上的大部分地区不应该发展，需要保持或回到原始状态。面对这些争议，科学家和市民应该小心辨别各方立场及原因，谨慎作出决定，最好能同时满足人类社会的需求和生物多样性保护的需求——两类有时甚至是相对立的需求（图 9.1）。这样的矛盾意味着必须有妥协，并且在大多数情况下，这些妥协是国家政策和法律的基础，冲突可由国家机关和法庭来解决。

9.1 地方和国家层面上的可持续发展

正确平衡物种和生态系统保护与社会需求的许多努力依赖于市民、保护组织和政府的动议。这些动议的结果经常被编进环境条例或法律，并由政府强制执行。这些努力可能有多种形式，但均起因于个人或群体的反对破坏生境和物种以保存那些具有潜在的经济、文化、生物学、科学或娱乐价值的动议。最近几十年来一个显著的进步是非政府组织（NGO）的出现，它们当中的许多组织动员人们保护环境、提高居民的福利。虽然许多 NGOs 都有一个地方性的兴趣中心，但目前已经有超过四万个国际性的 NGOs 出现（图 9.2）。它们当中最著名的是世界自然基金会（WWF, www.wwf.org）、大自然保护协会（TNC, www.tnc.org）、保护国际 (CI, www.ci.org) 和英国国家信托基金。

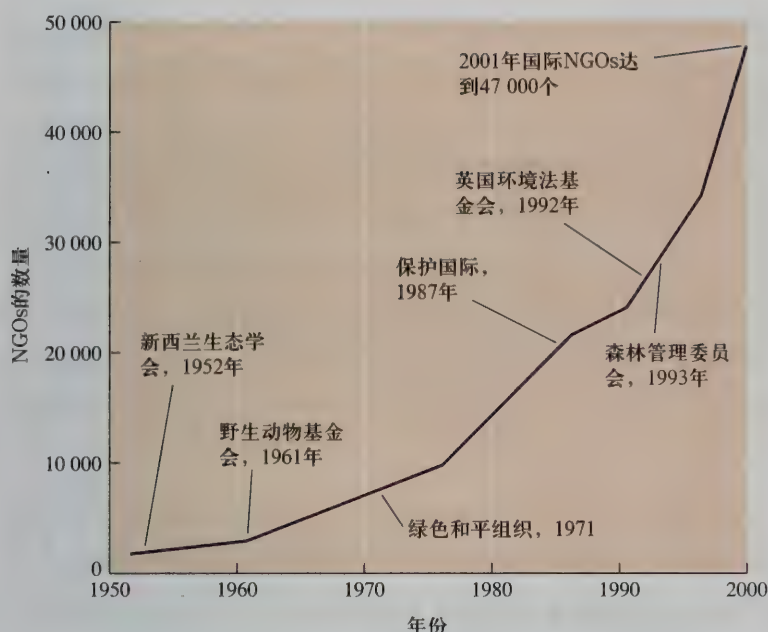


图 9.2 1950 年以来，国际非政府组织（NGOs）大量涌现，其中的许多组织致力于保护环境和提高人们的福利（引自 WRI 2003）

9.1.1 地方性的保护条例

在现代社会中，地方性的（乡镇）以及地区性的（县、州和省）政府均会制定法律法规，有效地保护物种和生境，同时也会适度发展经济以满足社会的需求。这类法律法规的制定是因为居民和政府认为这些法律代表了大多数人的意愿并能够为社会带来长期的惠益。保护条例用来管理那些直接影响物种和生态系统的活动。这些法律最重要的用处是规定了打猎和捕鱼的时间和地点、可以捕获的动物大小、数量和种类以及所使用武器、陷阱或其他设备。通过狩猎证的办理以及保护区管理员和警察的巡逻能够加强这种管理。有些保护区是完全禁止狩猎的。也有类似的法律来管理植物、海菜和贝类的收获。有些条例可能会要求标明生物产品的来源以保证野生种群不会因非法采集或收获而消失。这些条例长期用于管理如鲑鱼和鹿等动物、具有园艺价值的植物（如兰花、杜鹃和仙人掌），也越来越多的用于管理木材生产、咖啡和其他一些常用的日用品。中国的一些地方政府也出台了有关法规，对于具有重要价值的野生资源加强管理，如海南省出台了红树林保护规定，天津市出台了保护野生青蛙的规定，吉林省则出台了芦苇资源的管理规定等。

那些管理土地使用的法律也能保护生物多样性。这些法律的内容包括限制土地使用或获取的程度、土地使用的类型和防控污染的产生。例如，车辆甚至徒步的人们可能被限制接近那些易受损害的生境或易危的资源，如鸟产卵繁殖的地区、沼泽、沙丘、野生花卉集中分布地以及水源地等。火灾可能对生境造成严重破坏，因此要严格控制一些可能导致火灾的活动（如篝火）。规划管理条例有时明文禁止在如沿岸沙滩和河漫滩等敏感区域中建筑任何设施。由于湿地在防洪、保持水质和保护野生生物上的重要作用，要严格保护湿地。

地方开发的建设方案也要反复论证审查以保证不会对濒危物种、生态系统，特别是湿地造成损害。对于一些地区性或全国性的大工程，如水坝、矿井挖掘、油田开采和高速公路建设等，必须要进行环境影响评估。

地方层面上，生物多样性保护最有力的策略之一是以自然保护地的形式指定受保护的生物群区。政府经常留出公共土地提供生态系统服务，达成各种保护目标，为可持续发展提供保障。政府部门出资购买土地、建立保护地有各种用途——地方性的公园用于健身，保护区用于保护生物多样性，森林用于木材生产和其他用途，水源地用以保证水供应。在有些情况下，土地完全是购买的，但也经常有居民捐献土地给保护部门。

9.1.2 国家立法

如同前面章节描述的一样，在现代社会中，大多数情况下，国家始终在那些保护生物多样性的活动中扮演着领导者的角色。美国濒危物种法案、濒危野生动植物种国际贸易公约和IUCN（国际自然保护联盟）濒危物种名单都是国家在生物多样性保护中可以利用的法律机制。中国也颁布实施了一系列的法律法规，以保护生物多样性，如中华人民共和国自然保护区条例、中华人民共和国野生动物保护法、中华人民共和国野生植物保护条例、中华人民共和国森林法和草原法等。

在中国，土地所有权属于国家和集体，中华人民共和国土地管理法规定，开垦未利用的土地，必须经过科学论证和评估，禁止毁坏森林、草原开垦耕地，禁止围湖造田和侵占江河滩地。同时规定，对破坏生态环境开垦、围垦的土地，要有计划有步骤地退耕还林、还牧、还湖。

在西方，政府可以用税收购买土地用于生物多样性保护（Lerner et al. 2007）。特别需要受保护的地区包括提供饮用水的水源地、密集城区附近的开阔地、特有物种和濒危物种的生境以及现有保护地的邻近区域。通过政府项目的实施，农业边缘土地可以恢复其原始状态，用于保护目的。国家公园的建立是另外一项重要保护策略。在很多国家，国家公园是保护地的主要类型。在许多热带国家，森林砍伐得很快，不久的将来，国家公园或自然保护区可能代表着唯一未受损害的生境，生活在其中的物种可以不受人类活动的干扰。

国家立法机构和政府管理部门是制定标准、控制环境污染的主体。控制空气污染排放、污水处理、垃圾倾倒和湿地开发的法律经常扮演着保护人类健康和财产以及自然资源（如饮用水、森林和渔业等）的重要角色。执行这些法律的力度彰显一个国家保护居民健康和自然资源完整性的决心。同时，这些法律能够保护生物群落不被污染毁坏。例如，那些加剧人类呼吸疾病的[illegible]会损害森林资源和生物群落；毁坏饮用水的污染也会杀死水生生物（如两栖类和鱼类）。

通过控制边界[illegible]对生物多样性保护产生实质性的影响。政

府可以禁止砍伐，1998 年特大洪水灾害之后，中国政府开始实施天然林保护工程（http://www.tianbao.net/）；政府也可以限制原木的出口，印尼政府就是这样做的；政府也可以对危害环境的木材公司进行处罚。政府要严格禁止一些对环境破坏性的开采。另外，需要管制石油和有毒化学物品的运输方法以降低泄露或溢出的可能。2007 年，一艘俄罗斯单壳油轮在黑海上遇到风暴后发生重大溢油事件。这个事件本来是可以避免的，因为合法的做法是使用双壳油轮运油，且油轮在恶劣气候条件下不允许进入开放水域。

最后，一个国家的政府可以确定其境内的特有和濒危物种并采取步骤进行保护，如保护物种的栖息地、控制对物种的开发使用、开展研究并实施就地和迁地保护计划等。一个欧洲的研究表明，相对于不采取行动的国家，采取保护行动的国家中的鸟类种群数量显著上升（Danald et al. 2007）。

9.1.3 土地信托基金会

在许多国家，私人保护组织在获得保护用地方面处于领导地位 (Merenlender et al. 2004)。在荷兰，大约一半的保护地是私人拥有的。仅在美国，就有大约 1 600 个地方性的土地信托基金会持有超过 1 500 万 hm^2 的土地，这里的土地信托指的是为土地和自然资源保护而建立的一些私人非赢利组织 (www.lta.org)。在国家层面上，大自然保护协会和美国奥杜邦学会保护了美国另外 1 000 万 hm^2 的土地。

要点：私人保护组织作为土地信托基金保护了数千万公顷的土地。其他一些与私人业主的协议，如保护地役权和有限发展协定等进一步增加了保护生物多样性的土地面积。

英国国民信托拥有 3 500 万个成员和约 25 万 hm^2 的土地，包括 57 个国家自然保护区，466 个科学保护地，355 个重要自然风景区和 4 万个考古遗址（图 9.3）。在英国的许多私人土地信托中，最著名的要属皇家鸟类保护协会了，这个协会有超过 100 万的会员，管理着 200 个保护区，面积大约 13 万 hm^2。很多保护区的重点在于自然保护和教育，并经常与学校的教育计划结合起来。这些私人保护区网络被统称为 CARTs（保护、宜人和休闲信托)，代表着其多样的目标。

除直接购买土地外，政府和私人保护组织均可通过保护地役权 (conservation easement) 来保护土地。其中，土地拥有者放弃开发、建设或再分配他们土地财产的权利，以换取一定数量的资金或低房地产税或其他税收优惠（Kiesecker et al. 2007)。对许多土地拥有者来说，接受保护地役权是一个有吸引力的选择：他们在拥有自己土地的同时获得了一定的经济利益，并能够感觉到他们也在支持保护事业。当然，低税和资金并不总是必需的：很多土地拥有者自愿接受那些保护限制条件而不需要补偿。

土地信托和政府用到的另一个措施是有限开发，也称之为保护开发（Milder et al. 2008)。一般情况下，土地拥有者、开发商和保护组织达成一个协议：部分作为商业化开发土地，其余部分则根据保护地役权保护起来。有限开发允许建设必要的建筑和其他基础

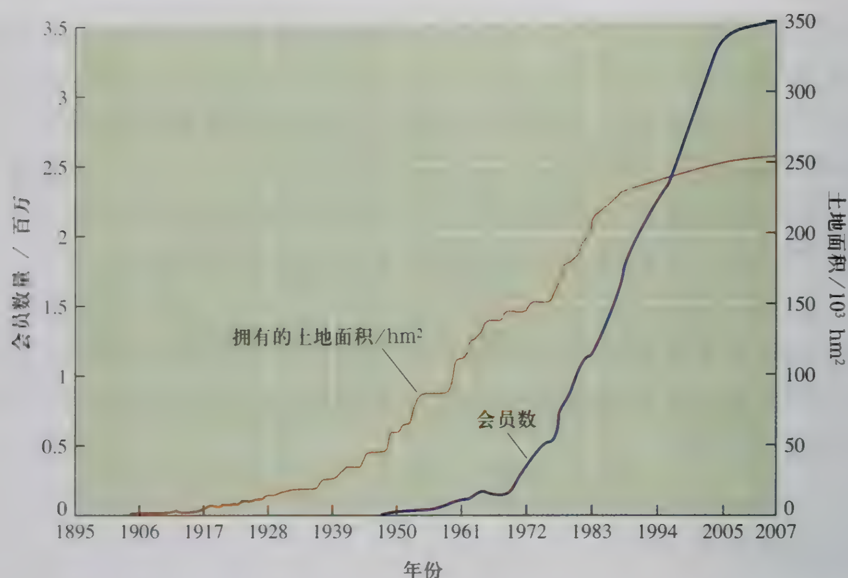


图 9.3 从 19 世纪 60 年代开始，英国国民信托成员数量急剧增长，所占有的土地也有相应的增长。2007 年时的成员数量为 3 500 万（引自 Dwyer and Hodge 1996）

设施，这些都是人类社会发展必需的；这样的项目经常会是成功的，原因是保护地可以使商业开发土地升值。

9.1.4 保护的激励

政府和保护组织可以通过其他机制进一步鼓励私有土地上的保护活动，包括通过在其土地上停止破坏性的活动和实施一些有利的活动以补偿私有土地所有者。保护租赁（conservation leasing）就是付费用给积极保护生物多样性的土地拥有者。

一个有关的想法是环保金融体系 (conservation banking)，土地所有者会有意识地保护一个濒危物种或保护地类型（如湿地），甚至恢复退化的生境并创造新的生境 (Fox and Nino-Murcia 2005)。开发者因而会付补偿费给土地所有者或保护组织来保护这个新的生境，以补偿在其他地方被建设工程破坏的另一个类似生境。由开发者资助的这个生境保护资金可以用来支付这个新生的、恢复的、或保护的生境及生活其中的濒危物种的管理费用 (Robertson 2006)。支持生境保护和恢复的费用也可以获得碳信用额；这些碳信用额随后用于抵消化石燃料燃烧产生的碳排放。

保护专用地 (conservation concession) 是最近出现的一个保护途径，环保组织用比采掘企业（如采伐公司等）更高的价格来购买土地，当然不是为了获取土地的拥有权，而是为了拥有利用和保护这块土地的权利。

9.1.5 执行和其他问题

这本书里描述的保护方法需要持续的跟踪监督以保证所有有关的条例和法律都得到落实，有关协议也得到执行，特别是在一旦遭到破坏就不容易恢复的地方。例如，开发者在签署协议同意有限开发并保护一定面积森林以后，获得了建设许可，但有时开发者可能会无视这个协议并伐光所有的树木。到采取行动制止时，开发者承诺保护的树木和生境已经消失，损失已经不能挽回。甚至当强制执行制裁措施（如罚金等）时，开发者可能感到其获得潜在的利润价值远高于这个惩罚，同时管理者和官员们通常会采取一种“做了就做了”的思维方式而允许开发那些被违规伐光树木的土地。环保工作者需要明白，在公众和司法看来，对环境“违背诺言”与侵犯私人财产的罪行一样严重。

> **要点：**保护目标不能简单地通过获得土地一蹴而就。就像维持一个家庭、种植蔬菜和支付你的账单一样，保护项目也需要及时的管理和时刻的警惕。

公众的认知障碍可能也会带来一系列的问题。地方上土地信托基金保护土地的努力有时会被批评为“精英优越论”，这是因为只有那些富人才能获利且得到税收减免，同时国家土地和财产税收收入也会因此而减少。另外有人认为，土地作其他用途，如农业和商业时，生产力更高。虽然信托公司的受保护的土地刚开始可能会导致低的税收，但这种损失经常会被因临近保护地而导致房子和土地的增值及随后增加的财产税所弥补。另外，与自然保护区和其他保护地相关的工作岗位、休闲活动、旅游业赢利以及科研活动获得的收入可惠及当地经济，同时也使当地居民获利。最后，通过保存当地景观和自然群落的特色，地方上的自然保护区也能够保存和提高当地社区的文化价值，这一点必须给予重视，以达到可持续发展之目标。

9.2 可持续发展的国际途径

生物多样性丰富的地区主要集中在热带的发展中国家，大部分国家相对贫穷、人口增长率高、发展迅速、生境破坏严重。发展中国家虽然可能很愿意去保护生物多样性，但是它们经常不能支付保护生物多样性这项任务所需要的开展生境保存、研究和管理的经费。世界上的发达国家（包括美国、加拿大、日本、澳大利亚和一些欧洲国家）要求热带地区的生物多样性能够为农业、医药和工业提供遗传资源和天然产品。热带地区在影响二氧化碳水平和气候方面，对全球生态系统也是很重要的。发展中国家和发达国家怎样才能通过合作来保护生物多样性并且还能满足必要的经济发展呢？

目前，主要的法律和政策机制都是局限于每个国家内，因此需要国际合作来保护生物多样性，原因有几点：

- *许多物种是跨国际边境迁徙的。*要保护物种，就必须在它们所有分布范围内都要进行保护；如果物种迁徙后在一个国家的主要生境遭到破坏，那么在另一个国家所做

的保护工作将是无效的。例如，如果位于非洲的候鸟越冬栖息地被破坏，那么在北欧所做的候鸟的保护努力将是徒劳的。同样，位于国际边境上的国际公园，例如在美国和加拿大边境上的沃特顿冰川国际和平公园就适于保护生活于并在边境地区间迁徙的物种。

- *生物产品的国际贸易更加常见。*对一个国家的某一种产品的强烈需求会导致贫穷国家对这个物种的过度开发或为满足这种需求的非法贸易。
- *生物多样性的惠益具有国际重要性。*全世界都从可用于农业、医药和工业的物种和品种获益；都从帮助调节气候的生态系统获益；都从国家公园和具有国际科学和旅游价值的生物圈保护区获益。
- *很多环境污染问题是国际性的，需要国际合作。*威胁生态系统的问题包括大气污染和酸雨；湖泊、河流和海洋的污染；温室气体的排放，全球气候变化和臭氧层破坏（Totten et al. 2003；Srinivasan et al. 2008）。

9.2.1 国际条约

为了保护生物多样性，世界上很多国家都已经签订了国际条约。国际条约为国家间物种、生境、生态系统过程和遗传多样性的保护合作提供了一个框架。当这些经国际会议磋商达成的条约得到一定数量国家的批准时就开始生效。（图 9.4）

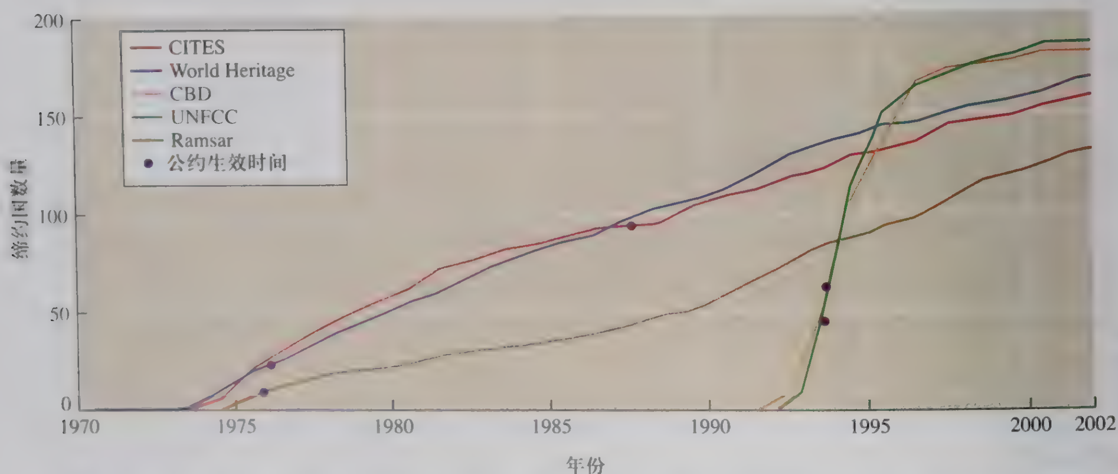


图 9.4 [illegible]磋商后并被各国政府在条约或协议的规定下批准的，这些批准国成为“缔约方”[illegible]国家签署了某条约时（在图中用点表示），该条约才会生效（国家开始服从条约的[illegible]批准各种保护生物多样性条约的国家的数量变化。这些保护生物多样性的[illegible]，致力于世界文化和自然遗产保护的世界遗产公约），保护物种的[illegible]ES 和生物多样性公约/CBD），联合国气候变化框架公约/UNFCCC（引自 WRI 2003

通过强调保护具有独特的生物群落和生态系统特征的生境（在这些生境里可以保护物种的多数个体），国际层面上的生境保护公约补充了有关的物种保护公约。三个最重要的栖息地公约是拉姆萨湿地公约（www.ramsar.org）、世界遗产公约（原名为保护世界文化和自然遗产公约，http://whc.unesco.org/en/conventiontext）和联合国教科文组织的人与生物圈保护计划（MAB）。许多国家在这些公约下选定保护区并自愿同意执行这些公约下面的具体条款；这些国家并没有放弃这些保护地的主权而令其国际化，而是仍然保留对这些地区的完全控制权。这些公约使得国家政府意识到它们是保护全球重要地区的管理者。但是，针对这些地区的资金和管理往往是不够的。

拉姆萨湿地公约签署于 1971 年，旨在阻止对湿地的持续破坏，尤其是那些迁徙类水禽的栖息地，还旨在让人类意识到湿地的生态、科学、经济、文化和休闲价值。拉姆萨湿地公约囊括了淡水、河口和海滨生境，包括总面积多于 1.53 亿 hm^2 的 1702 个保护地。签署拉姆萨湿地公约的 157 个国家一致同意保护各自的湿地资源并对至少一个具有国际重要意义的湿地生境实施保护计划。

世界遗产公约是联合国教科文组织、国际自然保护联盟和国际古迹及遗址理事会联合发起的。该公约得到了来自 184 个成员国的广泛支持。该公约的目的是通过世界遗产名录项目来保护国际上重要的文化和自然地区。该公约强调自然地区的文化和生物学的双重意义并认识到国际社会有义务在资金上给予支持。851 处世界遗产地包括许多世界上重要的保护区：坦桑尼亚的塞伦盖提国家公园，斯里兰卡的辛哈拉加森林保护区，中国的大熊猫栖息地，巴西的伊瓜苏瀑布，澳大利亚的昆士兰雨林和美国的大烟山国家公园等，这些仅仅是其中的一小部分。

联合国教科文组织的人与生物圈保护计划始于 1971 年。正如第 7 章所述的那样（见图 7.15），生物圈保护旨在展示保护活动和可持续发展在满足当地人利益方面是不矛盾的。截止 2008 年 2 月，生物圈保护区分布在 105 个国家，共 531 处，占地面积超过 2.6 亿 hm^2，在美国有 47 处，俄罗斯 40 处，保加利亚 16 处，中国 28 处，德国 13 处，墨西哥 36 处。最大的生物圈保护地位于格陵兰岛，面积超过 9 700 万 hm^2（http://portal.unesco.org）。

上述三个公约和生物多样性公约（CBD，www.cbd.int）在建立保护区和保护某些生境类型方面是一致的。更多的专门性国际协定保护了特殊地区的独特生态系统和生境，包括西半球、南极、南太平洋、非洲、加勒比海和欧洲等地区。另外还批准了其他的一些阻止和限制地区性和国际性污染的国际协议。欧洲长距离跨国境的大气污染公约指出长距离转移的大气污染在酸雨形成、湖泊酸化和森林退化中的负面作用。臭氧层保护公约于 1985 年签署，以调节和逐步淘汰氯氟昂的使用。海洋法公约则促进了世界海洋的和平利用和保护。

在世界上很多地区，崎岖的地带、落后的地区成为国家间的边境。这些边境地区通常根据政治上的边境被划分到不同的人为单元，而不是按照自然生态系统边境进行划分。这种情况的一种解决方案是建立大面积的跨边境国家公园。来自于边境相接国家的工作人员

> **要点：** 政府间可以签署合作协议来保护生物多样性，尤其当几个国家需要共同管理共有地区（如海岸带）和共有资源（如迁徙动物和渔场）时尤其必要。

可以共同管理公园的资源，在更大的尺度上促进保护。一个早期的这方面合作的例子是毗邻的美国冰河国家公园和加拿大沃特顿湖国家公园联合成沃特顿—冰川国际和平公园。有关方面正采取措施，将津巴布韦、莫桑比克和南非的国家公园和保护区连接成为更大的管理单元。这种联合管理将有利于季节性迁徙的大型动物的保护。

海洋污染成为另一个备受关注的方面，世界上广阔的海洋是由多个国家控制的国际水域组成的，而在某一海域排放的污染物非常容易扩散到其他海域。涉及海洋污染的协议包括防止倾倒废物和其他物质污染的海洋公约、海洋法公约和联合国环境规划署的区域海洋计划。

9.2.2 全球峰会

1992年，在巴西里约热内卢召开的国际会议是在保护生物多样性的国际努力上取得重要进展的里程碑。其正式的名称为联合国环境与发展大会，非正式的称为全球峰会或里约峰会。这次会议聚集了来自178个国家的代表，包括国家元首、联合国的官员和主要的非政府组织。目的是讨论在不发达国家加强环境保护与实现可持续的经济发展的综合途径。

会议经各方讨论，最终大部分国家签署了下列重要文件：

- *里约环境与发展宣言*。里约宣言是一个为指导富裕和贫穷国家在环境和发展问题上的行动提供基本原则的一个没有约束力的宣言。只要不破坏环境，为实现经济和社会发展而利用本国自然资源是合法的。该宣言确定了公司和政府应对其造成的环境破坏承担财政责任的“污染者付费”原则。
- *联合国气候变化框架公约*。这个公约要求工业化国家减少二氧化碳和其他温室气体的排放量并且定期报告其减排进展。尽管这个公约得到了广泛支持，但是美国和几个主要的温室气体排放国都拒绝签署该公约。
- *生物多样性公约*。这个有191个缔约方（截止2009年3月）的生物多样性公约有三个目标：保护生物多样性，以可持续的方式利用生物多样性和分享由生物多样性所带来的新产品的惠益。制定在国家、生物技术公司和当地居民之间共享生物多样性经济利益的国际知识产权法对该公约是一个重要挑战，并且仍有新的难题有待克服。在很多情况下，由于关注生物材料将如何被利用（或者滥用），一些发展中国家拒绝或不允许科学家为了研究目的收集生物样品。这样的结果是削弱了合法的科学研究。
- *21世纪议程*。这个800页的文件是以全面的方式描述注重环境的发展所需政策的一个创新性的尝试。21世纪议程把环境问题和其他诸如儿童福利、贫困、妇女权利、技术转移和国家间财富的不公平分配等发展问题联系起来。为解决大气污染、土地



图 9.5 2007 年 12 月，来自 190 个国家的代表、政府间与非政府组织的观察员在印度尼西亚的巴厘参加了联合国气候变化大会。达成新的国际协议、减少温室气体排放，以延续京都议定书成为这次大会最重要的议题（Evan Schneider 摄；图片版权归 United Nations Photo 所有）

退化与沙漠化、山区发展、农业和农村发展、森林退化、水体环境和污染问题等，该议程制定了相关的行动计划。

随后的一些年，国际社会一直在努力以将全球峰会的主张付诸实施（图 9.5）。其中一个例子是由 40 个国家签署的奥胡斯公约，该公约指出所有人都有权利拥有健康的环境。该公约要求政府将环境数据公布并给予市民、一些组织和国家拥有调查污染来源并采取措施减少环境破坏的权利。另一个例子是由前苏联领导人戈尔巴乔夫成立的国际绿十字组织，该组织活跃在冲突地区的环境协议磋商活动中。2002 年 8 月，第二个重要的环境峰会——世界可持续发展峰会在南非约翰内斯堡召开，来自 191 个国家的代表都强调了达到可持续性的社会和经济目标的重要性。2007 年 12 月，为了达成下一步全面的合作协议，减少温室气体排放，来自 190 个国家的代表在巴厘参加了联合国气候变化大会。

9.3 保护基金

1992 年全球峰会上的一个最有争议的议题之一就是确定怎样在最大限度上资助峰会的所有项目，特别是生物多样性公约和 21 世纪议程。这些项目的花费估计为大约每年 6 000 亿美元。其中 1 250 亿美元来自发达国家，作为海外发展资助。为了帮助这些项目，发达

要点：[illegible]

国家决定到2000年，将他们的对国外援助提高到其国民生产总值（GNPs）的0.7%，达到峰会时资助强度的两倍。到2004年，22个捐赠国中只有少数北欧富裕国家，最著名的是挪威、丹麦、瑞典和荷兰达到了0.7%的资助目标。事实上，过去的15年里许多比较大的发达国家（包括美国，资助比例为0.17%）的资助都低于他们的国民生产总值0.7%的比例（www.oecd.org）。

最后，来自捐赠国的环境项目资助确实在全球峰会后有所增加。大多数新的资助主要来自于国际金融组织，例如世界银行和全球环境基金（GEF，www.gefweb.org）。另外的来源是大的国际保护组织，像世界自然基金会，保护国际，大自然保护协会和国际鸟类联盟（www.birdlife.org），这些组织从大公司和富有的捐赠者那里募集了数亿美元。这些机构和组织的资助用在很多方面，包括信托基金、债务削减、资助和贷款，详述如下。

9.3.1 环境信托基金

国家环境基金(NEF)是一种越来越重要的为发展中国家提供安全保障和长期支持保护活动的机制。国家环境基金是作为保护信托基金或者基金会建立起来的一个托管人理事会，这个理事会包括了来自主办国政府、保护组织和捐赠机构的代表。他们分摊每年的捐赠收入去支持资金不充足的政府部门和非政府的保护组织及其活动。国家环境基金已经在50多个发展中国家建立。其基金来自于发达国家和主要的国际保护组织。

一个早期的国家环境基金的例子就是为了环境保护而建立的不丹环境保护信托基金。该基金是不丹政府联合世界银行和世界自然基金会在1991年建立的。不丹环境保护信托基金已经收到了2 600万美元（超过了目标的2 000万美元）。该基金对这个东喜马拉雅国家提供每年100万美元的保护活动资助。为了支持马达加斯加政府建立的超过100万公顷的保护区，国际保护组织建立了一个超过5 000万美元的环境信托基金。

9.3.2 债务自然环境转换

另一个新的方法是债务自然环境转换(Debt-for-nature swaps)，这种方法将发展中国家欠国际金融机构大量的国际债务利用起来保护生物多样性（Grenier and Lankester 2007）。当这些债务被偿还的可能性很小时，持有这些大量债务的商业银行会在国际二手债务市场把这些债务以较低的折扣卖掉。因而，国际保护组织可以从银行购买发展中国家的折扣债务。随后保护组织取消这些债务，以换得这些发展中国家同意使用本国货币支付每年保护活动的支出，例如土地征取，项目管理和公共教育。在其他的“交易”中，如果发展中国家同意捐助本国的环境信托基金或其他保护活动，直接拥有发展中国家债务的发达国家政

府会取消这些债务。

这些项目已经在哥斯达黎加、哥伦比亚、波兰、菲律宾、马达加斯加和其他国家把价值 15 亿美元的债务转换为保护和可持续发展的活动。这些用作债务自然环境转换的债务仅仅占发展中国家所有债务的 0.1%，所以这些努力在减小负债方面作用很小。债务转换也不是改变环境退化根本问题的首要手段。农民仍然需要土地去耕种，林业公司仍然需要继续采伐，贫穷的国家仍然有开采自然资源致富的强烈需求和愿望。

9.3.3 贷款和资助

富裕国家已经建立了很多国际发展银行，以在世界范围内资助大的工业和基础设施项目。其中一个最大的和最有影响力的是世界银行。世界银行（也称作国际复兴开发银行）起初是联合国为二战之后欧洲国家的重建而建立的。之后该银行将重点转到欠发达国家的经济发展项目上；这些项目包括采矿、制造业、运输、伐木、农业、水坝、水电、灌溉项目和油气工业。过去 20 年里，世界银行和相关的多边发展银行（MDBs）越来越关注其项目在环境保护上的作用。因而他们现在开始对其所考察的项目进行环评，并在他们逐步资助的项目中增加环境保护内容。世界银行将生物多样性保护作为“主流”活动整合到大项目之中（Quintero 2007）。这个过程中，世界银行已经成为对国际保护贡献最大的基金来源之一。

每年世界银行提供的贷款和资助的数额变化很大，平均为 3.3 亿美元（图 9.6）。从 1988 年到 2005 年，世界银行提供的对生物多样性保护的资助和贷款总值 50 亿美元（Word Bank 2004,2006; www.wordbank.org/biodiversity）。世界银行的很多投资涉及了与其他来源（通常是政府基金）的联合资助。世界银行资助的活动包括建立保护区、保护濒危物种、恢复退化生境、培训保护工作者、发展保护基础设施、减缓全球气候变化、管理和保护森林、管理淡水和海洋资源。另外，世界银行对很多从事这些活动的保护组织提供独立的资助。

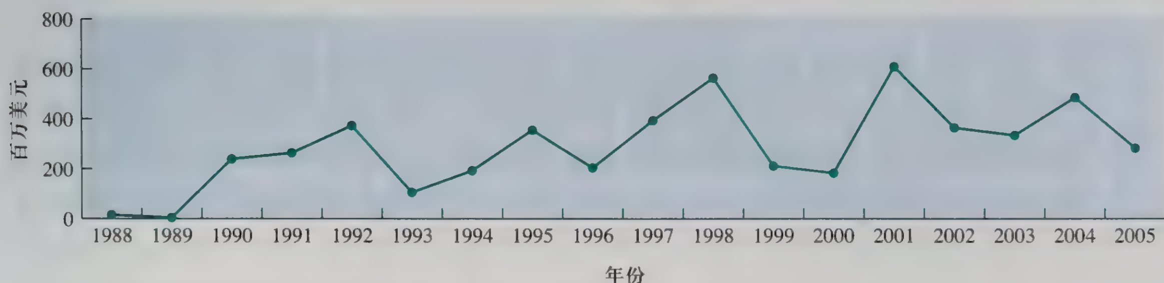


图 9.6 1988 年到 2005 年世界银行每年对生物多样性项目的资助额。资助的年际波动是由捆绑组合大项目引起的。总的资助金额是 51 亿美元，32% 是贷款，23% 是资助，45% 是合作的联合基金（引自世界银行 2006）

世界银行目前在102个国家中管理着超过400个保护项目和17个多国合作的地区性项目。

在与世界自然基金联合资助的森林联盟项目中可以体现世界银行的环境保护意向，该项目新建2500万 hm^2 的森林保护区，并对目前受保护的750万 hm^2 森林施行有效管理(www.worldwildlife.org/alliance/)。并将通过对林业有益的实践、森林恢复和社区森林的认证来提高对另外3亿公顷森林的管理。世界银行也是致力于降低热带国家（例如印度尼西亚）因森林采伐而导致的二氧化碳排放的倡导者之一。世界银行通过其森林二氧化碳合作伙伴，如公司和发达国家购买二氧化碳信用点来保护这些热带森林，以抵消他们的温室气体排放。

世界银行和相关的银行重视其资助项目的社会效应，试图减轻对当地居民生活造成的潜在的不良影响 (Vallette et al. 2004)。作为这个进程的一部分，这些银行意识到了在项目实施前所有利益相关方在一起公开讨论的必要性。世界银行已经致力于促进公众评价、独立的评估以及重视当地组织对受资助项目的环境影响报告。然而，很多保护组织仍然怀疑世界银行是否对其资助的众多投资都执行该项政策 (John et al. 2006)。

生物多样性保护资金的另一个主要的来源是全球环境基金 (GEF)。全球环境基金成立于1991年，总部设在华盛顿，旨在资助实现生物多样性公约的目标（www.gefweb.org)。全球环境基金自己并不开展项目，但有一些如世界银行、联合国开发计划署 (UNDP)、联合国环境规划署 (UNEP) 和地区发展银行那样的实施机构来管理它的项目。全球环境基金已经对140个国家1 800多个项目提供了超过60亿美元的资助，这使其像世界银行一样成为最大的保护基金之一。它的很多项目致力于保护生物多样性和发展可持续能源以降低温室气体的排放。世界银行和全球环境基金都有很多网站介绍它们所资助的项目并提供这些项目的介绍和进展。全球环境基金还提供已执行项目的评估报告。最近的全球环境基金报告总结到，GEF的资助对近期全球保护体系的进展有重要贡献，但资助水平并不足以影响全球温室气体的排放。

9.3.4 私人基金

除了大的发展银行和全球环境基金外，大型的国际非政府组织 (BINGOs) 也成为保护基金的主要来源。这些组织从会员费、富人的捐赠、公司捐赠以及基金会和国际发展银行的资助来募集资金。这些国际组织使用这些基金来开展它们自己的保护项目并且在局部范围内资助其他组织。通过 Gordon 和 Betty Moor 基金会对保护国际捐赠的2.6亿美元可以看出私人基金对于全球保护工作越来越重要。保护国际与世界银行、全球环境基金，John D. Catherine 和 T. MacArthur 基金会以及日本政府共同合作1.5亿美元的濒危生态系统合作基金去保护受到威胁的全球生物多样性热点地区和生物多样性。

不断增加的基金已经使大的国际保护组织发展壮大，像大自然保护协会、世界自然基金会，国际野生生物保护学会 (WCS，www.wcs.org) 和国际鸟类联盟，这些组织可以独立

运作并有其专门的目标和战略 (Romero and Andrade 2004)。很多时候，这些国际保护组织与当地保护组织及负责国家公园和保护的政府机构有良好的合作。尽管这些大型组织已经对保护有重大的贡献，但它们仍需要更认真的监督以确保他们的工作重点放在保护上，并以最有效的方式利用资金。特别是这些保护组织经常有一种相互竞争而不是合作的趋势，从而加倍了他们的付出。

9.3.5 保护基金的两难局面

过去，环境保护组织经常会否定一些对当地环境有消极影响的世界银行资助项目。现在虽然那种情况仍有发生，但是由于世界银行在环境评价方面严格的政策，这种情况越来越少。因为有了这些环境保护措施，现在许多保护组织很欢迎世界银行的项目。但是也就是由于这些保护措施，许多发展中国家现在转向其他的资金来源，例如私营银行和国家政府的发展银行。这样他们的项目就不会受到公众的审查和规定的限制。

巴西的亚马逊就是由于大规模开发而导致生境破坏的一个典型案例（www.mongabay.com/brazil.html）。在过去的 40 年里，随着在亚马逊流域人迹罕至地区的道路建设（通常由国际银行资助的）而来的是大规模的热带雨林的消失和当地居民的流离失所（图 9.7; 也见图 4.4B）。由国际发展银行资助的新一轮的 6 245km 道路建设，将使能通道路的森林面积增加一倍，大大加速森林的片段化和消失，加剧生物多样性的丧失，同时增加森林火灾导致更多的 CO_2 释放（Soares-Filho et al. 2006）。尽管经济发展在亚马逊流域是迫切需要的，但仍然需要出台促使人们移居的土地利用政策，强化已开垦土地上的农业生产、投资教育和卫生保健（这些都是提高贫困人群生活质量的关键），并采取措施减少森林火灾的发生。

由国际发展银行资助的另一类项目是大坝建设和灌溉工程。这些大坝会带来很多利益，诸如提供农业活动的灌溉用水、水灾控制、水力发电等。利用大坝来发电意味着对产生空气污染和温室气体的化石燃料电厂的需求减小。然而，大坝也会通过改变水深、水温、分水岭格局、增加泥沙沉积和产生动物扩散的屏障而破坏水生生态系统。除此之外，大坝使生活在被淹没地区的库区居民不得不迁移，这样经常会使他们变得贫困或被迫移居城市。

位于中国长江上的三峡大坝就是这样一个宏伟工程，其部分资金来自德国和日本银行，耗资超过 600 亿美元。三峡工程的环境影响是巨大的。三峡大坝移民约 140 万人，淹没 25 万公顷农田和湿地，淹没大约 8 000 处人文景点，使一些稀有和濒危物种面临灭绝的风险（Wang and Bryant 2003）。三峡工程的收益需要大过这些巨大的代价。

目前仍然非常需要在地区、国家和全球水平上增加生物多样性保护基金的投入。现在每年大约有 65 亿美元用于陆地保护区——但是扩大和有效管理旨在充分保护陆地生物多样性的全球保护区系统需要 230 亿美元 (Balmford and Whitten 2003)。单单管理发展中国家

图 9.7 插图展示的是巴西的亚马逊河盆地。(A)2001 年巴西亚马逊地区的林区、退化区和森林采伐后的草地区。森林采伐主要发生在沿河地区和东南部居住区。(B) 当巴西完成其计划在 2020 年修建的新公路系统，距离道路很远的原始森林面积将急剧减少。如果政府实施强硬的保护措施，可能在一定程度上降低森林退化和森林采伐（引自 Laurance et al. 2001）

现存的保护区就要花费大约 20 亿美元，差不多是目前开销的 3 倍 (Bruner et al. 2004)。尽管 230 亿美元是很大的数字，但对于每年美国政府 2 450 亿美元农业补贴或者美国军费开支（目前大约 1 000 亿美元）来说，只是个小数目。

9.3.6 基金的挑战

虽然有这么多资金用在保护上，但人们却惊奇地发现有那么多保护项目却没有成功。必须认识到很多国际发展银行和保护组织资助或管理的项目不能很好地符合“4C”原则：关注 (concern)、合同 (contract)、能力 (capacity) 和原因 (cause)。基金只有在以下情况下才是有效的：当捐赠者和被捐赠者都真正关注并要解决问题时（主要的执行人员是真的想使项目成功还是他们仅仅为了钱？）；[illegible]定相互满意并且可实施的项目合同时（经费一旦拨付后，

> 要点：[illegible] 证资金的合理使用、具备开展工 [illegible]

工作能否按要求完成？）；项目承担单位必须在机构、人员和基础设施等方面有能力实施项目（人员是否有完成该工作的技能，是否拥有必要的资源去开展工作——例如交通工具、设备、楼房以及对信息的获取）；当致力于所要解决问题的内在原因时（项目是否解决问题的根本原因还是仅仅暂时减缓表面征状？）。

尽管有这些前提，但充足的资金是保护项目成功的关键因素。这些基金说明社会和政府认识到了生物多样性保护的重要性。

9.4 保护教育

保护生物学家、生态学家和其他科学家拥有大量的关于他们所从事项目的科学信息。但是，这些信息常常只存在于专业文献中。尽管电视、报纸和互联网也确实充斥着立场鲜明的保护地球重要性的案例介绍，但大多数案例是国际上重要的事件，并且发生地点不在人们身边——例如全球变暖对北极熊的影响或者捕杀太平洋鲸鱼的影响。大多数人对自己附近的生态系统的自然历史或者他们自己家园的生物多样性面临的威胁知之甚少。保护生物学家需要和更多的受众交流，把他们的工作写给当地人，在公众会议上讲述他们的工作，特别是和刚开始学习大自然的孩子们一起工作。

教育民众最好的方法之一是让他们也参与到保护活动之中。这方面的努力包括直接服务于普通市民对创新的渴求和对公众热点问题的关注，有时这些努力会非常成功 (Jacobson et al. 2006)。有些情况下，大批市民可成为当地保护的支持者，一个成功范例是芝加哥荒地计划吸收并组织了大量志愿者（图 7.9）。

很多保护教育项目涉及到与学校的合作。全球河川环境教育网络（GREEN）提供了一个有效的行动计划，该计划使用了一个实际动手操作的方法来进行环境教育 (www.earthforce.org)。通过使用这种方法，学生和老师们认识到当地环境中水和空气的质量问题，获得了调查这些问题的技能和设备，开展了野外调查并且分析了数据，推荐了解决方案从而倡导大家做出改变。这个项目已经使超过 60 个国家的儿童知道了什么是污染，帮助保护了这些国家的环境并且在 GREEN 网站上分享了他们学到的知识。

西印度树鸭和湿地保护项目展示了保护生物学家怎样通过教师讨论会和多样的环保教育材料来对数百名教师和上万名学生进行科普教育 (Sorenson et al. 2004)。这个项目的目标是提高对濒危的加勒比鸟的认知度，特别是西印度树鸭和它们的湿地生境。项目的领导者们感觉到他们需要在这个岛屿地区扩大受众，于是决定把重点放在教师培训上（图 9.8）。该项目已经出版、展示并且发放了很多种教育材料，包括教师手册、幻灯片、木偶剧、海报、彩色图书、保护徽章和鸟类识别手册，重点强调鸟类保护主题以及湿地对野生生物和对每个岛屿的文化和经济的价值。这些材料被印刷为该地区的多种语言。这些教育材料、讨论会以及每年的环境日等提高了当地人对西印度树鸭的认知度。这样，推动了许多岛屿的物种与湿地保护；产生的积极影响是，西印度树鸭种群数量在许多岛屿已经稳定或者有所增加。



图 9.8 巴哈马的教师在试验植物采样技术，这是一个湿地教育培训研讨会的一部分：湿地外业（图片引用得到西印度树鸭和湿地保护项目的 Lisa Sorenson 的许可）

9.5 保护生物学家的作用

要点：保护生物学家的目标不是仅仅发现新知识，而是利用这些知识去保护生物多样性。为了建立和维持有效的保护项目，广泛、开放、深思熟虑的想法是必要的。

物种濒临灭绝通常是由于一些同时或相继发生的因素的综合作用。把破坏生物多样性的罪责推卸给某一个特定类群的人或某一行业的思维过于简单，而且通常没有什么效果。保护生物学家面临的挑战是研究和了解国内和国际上生物多样性破坏加剧的关键环节并找到可行的对策（Bawa et al. 2008）。这些对策必须包括寻求稳定人口数量的途径；为（发展中国家和发达国家）人们找到不破坏环境的生计；提供激励和惩罚措施使工业生产重视环境保护；限制通过破坏环境获得产品的贸易。同样重要的是，发达国家的人愿意减少对世界资源的消费，并对可持续性和非破坏性的方式生产得到的产品支付合理的价钱。要想迎接这些挑战保护生物学家必须承担起以下几个积极的角色（图 9.9）。

第一，保护生物学家必须在公共讨论中成为与课堂教学中一样有效的教育者。研究表明学生们学完保护生物学课程后将会更加关心有关保护的问题（Caro et al. 2003）。保护生物学家应该使更多的人意识到生物多样性丧失所带来的诸多问题 (Dennison et al. 2007)。墨林·塔特（Merlin Tuttle）博士和他的“蝙蝠保护国际”组织的工作展示了公众态度是怎

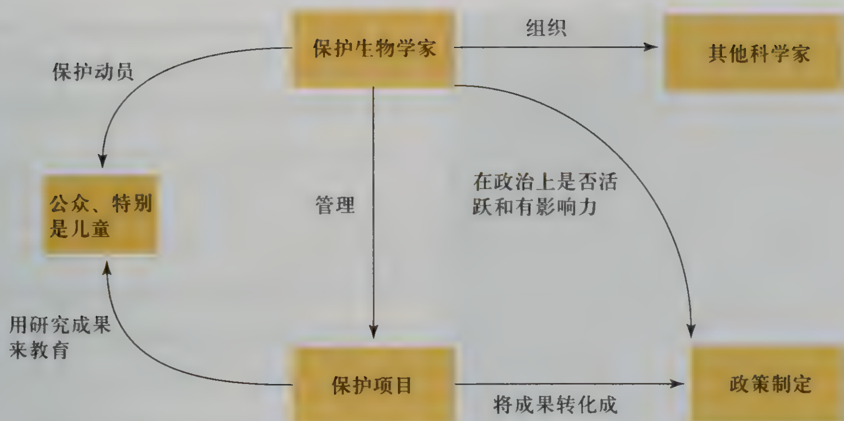


图 9.9 为了达到保护生物多样性的目标，保护生物学家应该成为积极的行动者。并不是每一个保护生物学家在每个角色上都能够很活跃，但是所有角色都很重要

样通过教育而改变的。当德克萨斯州的奥斯丁政府开始清除生活在市区桥下的几十万只墨西哥游离尾蝠（*Tadarida brasiliensis*）时，塔特和他的同事开展了一项成功的公众教育运动，使人们相信蝙蝠观察起来很有趣，并且在大范围控制有害昆虫的数量上是非常关键的。现在的情形发生了根本的改变，政府把蝙蝠当成了该城市的骄傲保护起来，市民和游客每晚聚集在一起观察蝙蝠的行为（图 9.10）。

第二，保护生物学家必须在政治上比较活跃。参与到政治活动中，使保护生物学家能影响到政府的政策并且有机会提出有利于物种和生态系统保护的法案 (John et al. 2006)。在获得国家政府部门对保护的支持时经常困难重重，说明科学家需要花更多的时间向政治家解释保护的必要性。这种参与在地方性、地区性、国家和国际层面上均是重要的，保护生物学家需要与政治党派和保护组织保持接触。在很多情况下，这种交流可能需要争辩生物多样性在经济上的价值，这样生物多样性保护的倡议就可能被广泛理解。

第三，保护生物学家需要成为生物学社团中的组织者。通过激发同行对保护生物学的兴趣，保护生物学家能够将同行变成反对破坏自然资源的合作伙伴、训练有素的支持者。保护生物学家必须成为环境会计师，他们需要以有效而负责的方式记录预定保护目标的成效。

第四，保护生物学家需要变成行为劝导者，使很多人信服并支持保护。在地方性水平上，保护项目的建立和展示要能够提出激励措施以获得当地人的支持。需要给人们指出保护环境不仅能拯救物种和生态系统，也能够促进他们家庭的长期健康和经济收入的增长。公众讨论、教育和宣传是这些项目的主要组成部分。必须要投入细心的关注，特别要关注商业领导者和政治家支持保护活动的问题。当保护生物学家以正确的方式给他们展示出保护工作的重要性时，他们当中的大多数人会支持保护活动；人们通常认为保护是有价值的，或



图 9.10 在德克萨斯州的奥斯丁，市民和游客每晚聚集在一起观察从国会大街大桥底下飞出的墨西哥游离尾蝠（Fritz Poelking 摄；图片版权归 Elvele Images/Alamy 所有）

者至少认为支持保护比反对环境保护要好。

最后并且是最重要的，保护生物学家需要成为保护项目的有效的管理者和实践者。他们必须愿意四处奔波进行调查，了解动态变化；他们必须愿意忍受的环境的艰苦，和当地居民一起谈话和工作，去敲门访谈并承担一定的风险。保护生物学家必须尽他们所能去学习各种关于他们试图保护的物种和生态系统的知识，并且随后把这些知识传授给他人。他们必须找到筹集资金的方法并且把保护项目建立在充足的资金基础之上。

如果保护生物学家愿意把他们的想法付诸实践，并且愿意和公园管理者、土地利用规划者、政治家和当地居民一起合作，那么项目进展自然会随之而来。使用正确的方法组合模型、新理论、新方法和实际例子将是这个学科最终成功的关键。在这个变化空前的时代，一旦找到平衡点，保护生物学家与满腔热情的公民都将在保护世界生物多样性的工作中做出重要贡献。

附　中国生物多样性保护有关的法律、法规

1 法律、行政法规：

1.1 中华人民共和国自然保护区条例

对有代表性的自然生态系统、珍稀濒危野生动植物物种的天然集中分布区、有特殊意义的自然遗迹等保护对象所在的陆地、陆地水体或者海域，依法划出一定面积设立自然保护区予以特殊保护和管理。条例规定了国家和地方[illegible]申报和建设机制，将自然保护区划分为核心区、缓冲区和实验区进行分区分级管理。自然保护区管理机构或者其行政主管部门可以接受国内外组织和个人的捐赠，用于自然保护区的建设和管理，同时规定将自然保护区的发展规划纳入国民经济和社会发展计划中。

1.2 森林和野生动物类型自然保护区管理办法

该管理办法根据《中华人民共和国森林法》和有关规定制定。规定了森林和野生动物类型自然保护区的设立和管理细则，以保护和发展珍贵稀有野生动植物资源。

1.3 中华人民共和国野生动物保护法

规定了珍稀、濒危的陆生、水生野生动物和有益的或者有重要经济、科学研究价值的陆生野生动物的保护。规定野生动物资源属于国家所有，应当设置保护区重点保护野生动物的栖息地。对国家或者地方重点保护野生动物的生存环境有不利影响的建设项目要进行环评。捕捉、捕捞国家一级和二级保护野生动物的，必须向国务院和当地省、自治区、直辖市政府野生动物行政主管部门申请特许猎捕证；猎捕非国家重点保护野生动物的，必须取得狩猎证。严格限制和管理国家重点保护野生动物或者其产品的出售、收购及其进出口。

1.4 中华人民共和国陆生野生动物保护实施条例

依据“中华人民共和国野生动物保护法”规定了野生动物保护法的具体实施，规定了特许猎捕证和狩猎证的管理机制，严格管理猎捕证规定的种类、数量、地点、期限、工具和方法。该条例规定要根据本行政区域内非国家重点保护野生动物的资源现状，由当地林业行政主管部门确定狩猎动物种类，并实行年度猎捕量限额管理。

1.5 中华人民共和国野生植物保护条例

适用原生地天然生长的珍贵植物和原生地天然生长并具有重要经济、科学研究、文化价值的濒危、稀有植物及其生境的保护；国家鼓励和支持野生植物科学研究、野生植物的就地保护和迁地保护。将野生植物资源分为国家和地方重点保护野生植物分类管理。野生植物行政主管部门应当定期组织重点保护野生植物资源调查，建立资源档案，保护生长受到威胁的重点保护野生植物或者恢复其生长环境，必要时采取迁地保护措施。严格控制野生植物的采集、出售、收购和出口。外国人不得在中国境内采集或者收购国家重点保护野生植物，野外考察应按规定进行申请。

1.6 中华人民共和国植物新品种保护条例

针对经过人工培育的或者对发现的野生植物加以开发，具备新颖性、特异性、一致性和稳定性并有适当命名的植物新品种，规定了品种权及其归属和转让及使用的规则。并规定了品种权的授予条件、申请、批准和保护细则。

1.7 中华人民共和国森林法

针对中华人民共和国领域内从事森林、林木的培育种植、采伐利用和森林、林木、林地的经营管理活动制定。将森林分为防护林、用材林、经济林、薪炭林和特种用途林。对森林实行限额采伐，鼓励植树造林、封山育林、扩大森林覆盖面积、加强护林工作等森林资源保护措施，国家设立森林生态效益补偿基金，用于提供生态效益的防护林和特种用途林的森林资源、林木的营造、抚育、保护和管理。

1.8 中华人民共和国森林法实施条例

根据《中华人民共和国森林法》制定，规定了管理的对象和细则，实行森林、林木和林地登记发证制度。对森林管理、保护和采伐及相关的法律责任和罚款进行了规定。

1.9 中华人民共和国草原法

针对在中华人民共和国领域内从事草原（天然草原和人工草地）规划、保护、建设、利用和管理活动

制定该法，以改善生态环境，维护生物多样性，发展现代畜牧业，促进经济和社会的可持续发展。国家实行基本草原保护制度，按照自然保护区管理的有关规定建立草原自然保护区。禁止在荒漠、半荒漠和严重退化、沙化、盐碱化、石漠化、水土流失的草原以及生态脆弱区的草原进行破坏活动，支持依法实行退耕还草和禁牧、休牧。

1.10 中华人民共和国渔业法

对除珍贵、濒危的水生野生动物以外的其他水生野生动物的保护进行了规定。国家根据捕捞量低于渔业资源增长量的原则，确定渔业资源的总可捕捞量，实行捕捞限额制度并对捕捞业实行捕捞许可证制度。并特别指出，国家保护水产种质资源及其生存环境，并在具有较高经济价值和遗传育种价值的水产种质资源的主要生长繁育区域建立水产种质资源保护区，严格限制水产种质资源保护区内的捕捞活动。

1.11 中华人民共和国土地管理法

规定了土地的所有权和使用权，强调了保护和改善生态环境，以保障土地的可持续利用。特别提出了耕地保护，同时规定开垦未利用的土地，必须经过科学论证和评估。禁止毁坏森林、草原开垦耕地，禁止围湖造田和侵占江河滩地。对破坏生态环境开垦、围垦的土地，有计划有步骤地退耕还林、还牧、还湖。

1.12 中华人民共和国防沙治沙法

针对中华人民共和国境内，从事土地沙化的预防、沙化土地的治理和开发利用的活动而制定。统一防沙治沙规划，并将其具体实施方案纳入国民经济和社会发展五年计划和年度计划。防沙治沙法对土地沙化的预防、沙化土地的治理提出措施对策，各级政府应当建立预算，用于防沙治沙工程，鼓励单位和个人防沙治沙，保障沙化治理者的权益。

1.13 中华人民共和国水土保持法

对自然因素和人为活动造成水土流失所采取的预防和治理措施，以预防和治理水土流失，保护和合理利用水土资源，减轻水、旱、风沙灾害，改善生态环境，发展生产。水土保持工作要以预防为主，严格控制坡度土地的开垦和林木砍伐，建设工程要配套水土保持措施，负责防止水土流失。国家鼓励治理、预测和监测水土流失，加强管理和保护水土保持设施、试验场地、种植的林草和其他治理成果。

2 部门规章：

2.1 关于加强城市生物多样性保护工作的通知

由建设部发布，认识到生物多样性保护的重要性和紧迫性，提出要开展生物资源调查并制定和实施生物多样性保护计划，要划定国家重点生物多样性保护区，加强和加快绿化和动植物园的建设。

2.2 国家级自然保护区总体规划大纲

由环保部发布，[illegible]保护区的评价内容，对其功能区的划分依据《中华人民共和国自然保护条例》，核心区不低于保护区[illegible]分之一，实验区不超过三分之一。表述了影响保护目标的制约因素和总体规划的内容及规划实施的保障措施，并规定了规划事项的效益评价。

2.3 中华人民共和国水生动植物自然保护区管理办法

由农业部发布，[illegible]自然保护区的条件和评审及命名；规定了自然保护区管理的主管部门和职责及保护[illegible]

2.4 中华人民共和国水生野生动物保护实施条例

由农业部发布，针对珍贵、濒危的水生野生动物及其产品（任何部分和衍生物）的保护。规定要建立水生野生动物的资源档案，保护其资源和生境。禁止捕杀国家重点保护水生野生动物，规定了特许捕捉证的申请办法等细节。

2.5 渔业捕捞许可管理规定

由农业部发布，规定了国家要实行捕捞许可证制度和捕捞限额制度，对捕捞渔船和作业场所的分类，更改和购买捕捞船的管理和申请进行了规定。

2.6 农业野生植物保护办法

由农业部依据根据《中华人民共和国野生植物保护条例》制定并发布，主要是配合保护条例的实施，该办法对实施中的具体操作进行了规定。

2.7 中华人民共和国植物新品种保护条例实施细则(林业部分)

为实施中华人民共和国植物新品种保护条例，国家林业局制定并发布了该实施细则，该细则规定国家林业局为林业植物新品种权的审批机关，国家林业局植物新品种保护办公室（以下简称植物新品种保护办公室），负责受理新品种权申请，组织与植物新品种保护有关的测试、保藏等业务，按国家有关规定承办与植物新品种保护有关的国际事务等具体工作。

2.8 中华人民共和国植物新品种保护条例实施细则(农业部分)

为实施中华人民共和国植物新品种保护条例，农业部制定并发布了该实施细则，该细则规定农业部为农业植物新品种权的审批机关，农业部植物新品种保护办公室，承担品种权申请的受理、审查等事务，负责植物新品种测试和繁殖材料保藏的组织工作。农业植物新品种包括粮食、棉花、油料、麻类、糖料、蔬菜（含西甜瓜）、烟草、桑树、茶树、果树（干果除外）、观赏植物（木本除外）、草类、绿肥、草本药材、食用菌、藻类和橡胶树等植物的新品种。



小结

1. 可持续发展是在满足现在和未来人类社会需求时对生物多样性影响最小化的经济发展。达到可持续发展对于保护生物学和社会学来说都是一个挑战。
2. 中央和地方政府通过制定法律法规对诸如捕鱼、狩猎、土地利用和工业污染等活动实施管理，并通过建立保护地来保护生物多样性。
3. 国际层面的多个保护物种和生境的公约已经签署，这些公约对国际保护努力是至关重要的。
4. 发达国家的保护组织和政府部门以及国际发展银行正在增加开展生物多样性保护的资金，特别是针对发展中国家的生物多样性。国家环境基金和债务自然环境转换等其他的机制也为保护活动提供资金。然而，资金的数量仍然不足于解决问题。

5. 保护生物学家必须证明其新学科中理论和方法的正确性，并积极地与社会上所有力量一起合作，来保护和恢复生物多样性。



讨论题

1. 政府机构、私人保护组织、商业、社会团体和个人在保护生物多样性中的作用是什么？他们可以一起合作来保护生物多样性吗？他们的兴趣必然是不同的吗？
2. 保护生物学家是怎样将基础科学和公众环境运动整合在一起的？为构建一个经济和环境稳定的世界，你有什么建议能使保护生物学家和环保主义者密切合作、共同发展？
3. 风力发电厂是一种越来越重要的新型能源，然而风车的涡轮会杀死大量的鸟类和蝙蝠（Kunz et al. 2007）。怎样在可持续能源的需求和濒危野生生物的保护上达到一种平衡？

推荐读物

Bawa, J. S., G. Balachander and P. Raven.2008.A case for new institutions. *Science* 319:136. 致力于环境问题的新型研究机构在发展中国家是必要的。

Chhatre, A. and V. Saberwal.2005.Political incentives for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 19:310-317. 为了达到保护的目标在某些时候参与到政治过程中是必要的。

Grimm, N. B. , S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai and J. M. Briggs. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756-760. 城市对环境有很大的消极影响，但是同样也具有潜力来展示可持续性。

Gullison, R .E. and 10 others.2007.Tropical forests and climate policy. *Science* 316: 985-986. 保护热带森林关系到二氧化碳水平的稳定和全球变暖的减缓。

Jacobson, S.K, M. McDuff and M. Monroe.2006.*Conservation Education and Outreach Techniques*. Oxford University Press, Oxford. 扩大公众对保护支持的可行方法。

Kunz, T. H.and 8 others.2007.Ecological impacts of wind energy development on bats: Questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5:315-324. 生物学家在发展和保护之间的折衷选择。

Mace,G. M [illegible] Baillie.2007.The 2010 Biodiversity Indicators: Challenges for science and polic[illegible] *[illegible] Biology* 21:1406-1413. 建立了国际化体系以监测世界生物多样性现状和保护生物多样性活动的有效性

Pilgrim, S., [illegible] A cross-regional assessment of the factors affecting

ecoliteracy: Implications for policy and practice. *Ecological Applications* 17:1742-1751. 要保护自然，人们需要了解自然。

Stem, C., R. Margoluis, N. Salafsky and M.Brown.2005.Monitoring and evaluation in conservation: A review of trends and approaches. *Conservation Biology* 19:295-309 纳入项目评价以了解什么保护方法最有效，能够使保护组织受益。

Van Heezik, Y. and P.J.Seddon.2005. Conservation education structure and content of graduate wildlife management and conservation biology programs: An international perspective. *Conservation Biology* 19:7-14. 保护教育项目数量日益增多并呈现多样化。

（魏伟 编译， 马克平 审定）



附录

部分环境组织和信息资源

关于保护活动最好的一个参考资料是《保护指南 2005 — 2006》（*Conservation Directory 2005 — 2006*）(www.nwf.org/conservationdirectory)。该指南可以从网上下载或从岛屿出版社 (Island Press) 获得，指南上列举了 4 000 多个地方性的、国家的以及国际的保护组织、出版物；超过 18 000 个在保护领域的领导者和政府官员的信息。网络搜索引擎，如谷歌（Google）等也为搜集保护信息提供了强大的平台，可以检索人员、组织、地点以及主题等。下面仅列举一些主要的组织和信息资源。

American Zoo and Aquarium Association（美国动物园和水族馆协会）
8403 Colesville Road, Suite 710
Sliver Spring, MD 20910-3314 U.S.A.
www.aza.org
圈养野生动物的保护和繁殖。

BirdLife International（鸟类国际）
Wellbrook Court
Girton Road
Cambridge CB3 0NA
United Kingdom
www.birdlife.org.uk
全球鸟类的现状、保护重点和保护计划。

CITES Secretariat of Wild Fauna and Flora（濒危野生动植物种国际贸易公约秘书处）
International Environment House
15 Chemin des Anémones
CH-1219 Châtelaine-Geneva,
Switzerland
www.cites.org
规范濒危物种的贸易。

Convention on Biological Diversity Secretariat（生物多样性公约秘书处）
413 Rue Saint-Jacques, Suite 800
Montreal, Quebec
Canada H2Y 1N9
www.cbd.int
促进实现生物多样性公约的目标：生物多样性保护、可持续利用和平等分享利用遗传资源所得惠益。

Conservation International (CI)（保护国际）
2011 Crystal Drive, Suite 500
Arlington, VA 22202 U.S.A.
www.conservation.org; www.biodiversityscience.org
致力于保护和可持续发展。

Earthwatch Institute（地球观察研究所）
3 Clock Tower Place, Suite 100
P.O. Box 75
Maynard, MA 01754 U.S.A.
www.earthwatch.org
为国际保护项目交换信息，其中志愿者可以和科学家一起工作。

Employment Opportunities（就业指南）
www.webdirectory.com/employment,
www.ecojobs.com
世界上许多组织在各自的网站上提供与环境和保护有关的工作或实习机会。

Environmental Defense（环境保护基金）
257 Park Avenue South, New York, N.Y. 10010 U.S.A.
涉及科学、法律和经济问题。

European Center for Nature Conservation（欧洲自然保护中心）
P.O. Box 90154
5000 LG Tilburg
The Netherlands
www.ecnc.nl
为制定保护政策提供专家意见。

Fauna & Flora International（动植物国际）
Jupiter House, 4th Floor
Station Road
Cambridge CB1 2JD
United Kingdom
www.fauna-flora.org
致力于保护物种和生态系统。

Food and Agriculture Organization of the United Nations（FAO）（联合国粮农组织）
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Rome
Italy
www.fao.org
联合国的一个机构，支持可持续农业、农村发展和资源管理。

Friends of Earth（地球之友）
1717 Massachusetts Avenue N.W., Suite 600
Washington, D.C. 20005-6303 U.S.A.
www.foe.org
致力于改进公共政策的国际环境组织。

Global Environment Facility Secretariat（GEF）（全球环境基金秘书处）
1818 H Street N.W.
Washington, D.C. 20433 U.S.A.
www.gefweb.org
资助国际生物多样性和环境项目。

Greenpeace International（国际绿色和平组织）
Ottho Heldringstraat 5
1006 AZ Amsterdam
The Netherlands
www.greenpeace.org/international
由反对破坏环境的积极分子组成，以草根阶层的行动和引人注目的抗议活动而闻名。

Missouri Botanical Garden/ Center for Plant Conservation（密苏里植物园 / 植物保护中心）
4344 Shaw Boulevard
St. Louis, MO 63110 U.S.A.
www.mobot.org
世界范围内植物保护活动的一个重要中心。

National Audubon Society（美国国家奥杜邦学会）
700 Broadway
New York, NY 10003 U.S.A.
www.audubon.org
开展广泛的保护项目（特别关注鸟类）：包括野生动植物保护，公众教育，研究和政策游说。

National Council for Science and the Environment（美国国家科学与环境委员会）
1101 17th Street N.W., Suite 250
Washington, D.C. 20036 U.S.A.
www.ncseonline.org
前身是美国国家环境研究所委员会，致力于提升有关环境决策的科学基础；他们的网页提供多方面的环境信息。

National Wildlife Federation（国家野生动物联盟）

11100 Wildlife Center Drive

Reston, VA 20190-5362 U.S.A.

www.nwf.org

宣传野生动物保护，出版《保护指南》(Conservation Directory）和著名的儿童读物“Ranger Rick and Your Big Backward”。

Natural Resources Defense Council（自然资源保护协调组织）

40 West 20th Street

New York, NY 10011 U.S.A.

www.nrdc.org

用法律和科学方法监测和影响政府行动和立法。

The Nature Conservancy (TNC)（大自然保护协会）

International Headquarters

4245 North Fairfax Drive, Suite 100

Arlington, VA 22203-1606 U.S.A.

www.nature.org

重点在土地保护、保持和扩大美洲，特别是北美的稀有种的分布。

NatureServe（自然服务组织）

1101 Wilson Boulevard, 15th floor

Arlington, VA 22209 U.S.A.

www.natureserve.org

维护北美濒危物种数据库。

New York Botanical Garden/Institute for Economic Botany（纽约植物园／经济植物研究所）

200th Street and Kazimiroff Boulevard

Bronx, NY 10458 U.S.A.

www.nybg.org

从事对人类有用植物的研究和保护项目。

Ocean Conservancy（海洋保护协会）

1300 19th Street N.W., Floor 8

Washington, D.C. 20036 U.S.A.

www.oceanconservancy.org

关注海洋生物以及大洋和沿海生境的保护。

Rainforest Action Network（热带雨林行动网络）

221 Pine Street, Floor 5

San Francisco, CA 94104 U.S.A.

www.ran.org

致力于热带雨林保护。

Royal Botanic Gardens, Kew（英国皇家植物园，丘园）

Richmond Surrey TW9 3AB

United Kingdom

www.kew.org

著名的丘园拥有顶尖的植物研究机构，并收集有大量的植物资源和标本。

Sierra Club（锯齿山俱乐部）

85 Second Street, Second Floor

San Francisco, CA 94105-3441 U.S.A.

www.sierraclub.org

主张对荒野和旷地进行保护。

Smithsonian Institution and the National Zoological Park（史密森研究院和国家动物园）

3001 Connection Ave. N.W.

Washington, D.C. 20008 U.S.A.

www.nationalzoo.si.edu

国家动物园和附近的美国国家自然历史博物馆集中了丰富的文化、生物物质资源和许多专家。

Society for Conservation Biology（国际保护生物学学会）

4245 N Fairfax Drive, Suite 400

Arlington, VA 22203 U.S.A.

www.conbio.org

保护生物学的领头科学学会，通过《保护生物学》杂志（*Conservation Biology*）发表科学研究成果，发展新思想。

Student Conservation Association (SCA)（学生保护联盟）

689 River Road, P.O. Box 550

Charlestown, NH 03603 U.S.A.

www.thesca.org

安置志愿者、实习生到保护组织和公共机构的一个联盟。

United Nations Development Programme（UNDP）（联合国开发计划署）
One United Nations Plaza
www.undp.org
资助和协调国际经济发展活动，特别是利用自然资源开发的项目。

United Nations Environment Programme（UNEP）（联合国环境规划署）
United Nations Avenue, Gigiri
P.O. Box 30552
Nairobi
Kenya
www.unep.org
规划关于重要环境问题的研究和管理的国际项目。

United States Fish and Wildlife Service（美国渔业与野生动物管理局）
Department of the Interior
1849 C. Street N.W.
Washington, D.C. 20240 U.S.A.
www.fws.gov
美国主要的濒危物种保护的政府机构，拥有大量的研究和管理网络，同时也参与美国联邦政府的其他活动，如国家海洋渔业局和美国林务局等。其所属的国际发展部（Agency for International Development）活跃在许多发展中国家。每个州有相应的机构，特别与国家遗产项目（National Heritage）相关。《保护指南》（Conservation Directory）说明了这一机构的组织情况。

Wetlands International（湿地国际）
P.O. Box 471
6700 AL Wageningen
The Netherlands
www.wetlands.org
关注湿地的保护和可持续管理

Wilderness Society（旷野学会）
1615 M Street N.W.
Wasington D.C. 20036 U.S.A.
www.tws.org
致力于旷野和野生动植物保护的组织。

Wildlife Conservation Society/New York Zoological Society（WCS）（野生动物保护学会/纽约动物园学会）
2300 Southern Boulevard
Bronx, NY 10460-1099 U.S.A.
www.wcs.org
野生动物保护和研究的主导单位。

World Bank（世界银行）
1818 H Street N.W.
Wasington, D.C. 20433 U.S.A.
www.worldbank.org
一个多国银行，参与经济发展并越来越关注环境问题。

World Conservation Monitoring Center（WCMC）（世界保护监测中心）
219 Huntingdon Road
Cambridge CB3 0DL, United Kingdom
www.unep-wcmc.org
监测世界野生动物贸易、濒危物种现状、自然资源的利用和保护区。

World Conservation Union（IUCN）（国际自然保护联盟）
Rue Mauverney 28
CH-1196, Gland, Switzerland
www.iucn.org
最重要的国际保护行动协调机构，编制专家名录以及濒危物种红皮书等。

World Resources Institute（WRI）（世界资源研究所）

10 G Street N.E., Suite 800

Washington, D.C. 20002 U.S.A.

www.wri.org

一个研究中心，发表了许多出色的关于环境、保护和发展的文章。

World Wildlife Fund（WWF）（世界自然基金会）

1250 Twenty-Fourth Street N.W.

P.O. Box 97180

Washington, D.C. 20090-7180 U.S.A.

www.worldwildlife.org www.wwf.org

一个重要的保护组织，在世界各地有许多分支机构。同时开展国家公园的研究和管理活动。

Xerces Society（Xerces 学会）（名称来源于一种叫 Xerces Blue 的蝴蝶）

4828 Southeast Hawthorne Boulevard

Portland, OR 97215-3252 U.S.A.

www.xerces.org

关注昆虫和其他非脊椎动物的保护。

Zoological Society of London（伦敦动物学会）

Outer Circle

Regent's Park

London NW1 4RY, U.K.

www.zsl.org

全球自然保护活动中心之一。

章节目录前图片说明与致谢

第 1 章　巴西科学家研究并标记濒危物种绿海龟（*Chelonia mydas*）。图片版权归 Projeto TAMAR Image Bank 所有。

第 2 章　生长在美国卡利索平原国家纪念公园（Carrizo Plain National Monument）的加利福尼亚金田菊（*Lasthenia california*）。图片版权归 Russ Bishop/AGE Fotostock 所有。

第 3 章　路易斯安那阿查法拉亚（Atchafalaya）河湿地。图片版权归 John Frechet/Iconotec/Alamy 所有。

第 4 章　东非坦桑尼亚瓦鲁沙（Warusha）人在马鲁山（Meru）附近牧羊。图片版权归 David Keith Jones/ Images of Africa Photobank/ Alamy 所有。

第 5 章　哥斯达黎加蒙特维多（Monteverde）地区的金蟾蜍（*Bufo periglenes*）。图片摄影 Charles H. Smith，美国渔业与野生动物管理局。

第 6 章　澳大利亚墨尔本华勒比（Werribee）开放动物园的长颈鹿与游人。图片版权归 Bill Bachman/Alamy 所有。

第 7 章　阿根廷与巴西边境世界遗产地——伊瓜苏（Iguacu）瀑布。图片版权归 Tomasz Resiak/ iStockphoto 所有。

第 8 章　肯尼亚绿化带运动（Green Belt Movement）倡导者 Wangari Maathai 正在植树。图片版权归 William Campbell/Peter Arnold Inc./Alamy 所有。

第 9 章　德国东弗里西亚（East Frisia）风力发电厂与羊群。图片版权归 Otmar Smit/ shutterstock 所有。

词汇表

A

adaptive management（适应性管理） 实施一定的管理计划并监测效果，然后利用取得的经验来调整完善管理计划。

adaptive restoration（适应性恢复） 利用监测数据来调整管理计划以达到恢复的目的。

Allee effect（“阿利”效应） 一个物种的种群数量或种群密度一旦低于某个值，这个物种的社会结构就会丧失功能（比如求偶），导致该种群对偶然事件脆弱，这种现象被称为“阿利”效应。

alleles（等位基因） 同一种基因的不同形式。

alpha diversity （α 多样性） 一个群落或特定区域内的物种数。

amenity value（宜人价值） 生物多样性的娱乐价值，包括生态旅游。

augmentation（增加） 见 restocking.

B

bequest value（遗产价值） 为子孙后代保护某种具有价值的东西而愿意支付的总和， 也称为受益价值（beneficiary value）。

beta diversity （β 多样性） 沿一定环境梯度，物种组成的变化率。

binomial（双名） 物种的名称由属名加种加词构成双名。

biocultural restoration（生物文化恢复） 恢复人们已经失去的生态学知识，让他们能够正确欣赏评价自然界。

biodiversity (biological diversity)（生物多样性） 生物多样性指的是地球上生物圈中所有的生物，即动物、植物、微生物，以及它们所拥有的基因和生存环境。

biodiversity indicators（生物多样性指示物种） 也称为生物多样性代替种（**surrogate species**），当不知道某个地理范围内整个群体的多样性时，应用几个物种或一个物种的不同种群来估算整个群体的生物多样性，这样的物种就称为生物多样性指示物种。

biological community（生物群落） 占据一定环境的所有物种的集合称为一个生物群落。

biological definition of a species（物种的生物学定义，生物种） 生物学家最常使用的一种物种定义。在野生条件下，个体间能够在一个群体内繁育后代，而与其他群体不能繁育后代，这样的群体就称为一个生物种。

biomagnification（生物富集） 指有毒物质在食物链高级环节的不断积累。

biophilia（生物认同） 被人类公认的，对生命世界中多样性具有的一种认同倾向。

bioregional management（生物群区管理） 一种针对单一大型生态系统或一系列相关的生态系统的管理，特别是当这些生态系统包含不同的行政区域的情形。

bycatch（非目的捕杀） 在进行大规模渔业操作时，非故意地对一些非目标动物，包括海洋哺乳动物、海龟及一些不具商业价值的鱼类等造成的死亡。

C

carnivore（食肉类，食肉动物） 需要依靠消费其他动物来维持存活的一类动物，也称为次级消费者或捕食者。

carrying capacity（容纳量） 一个生态系统能够承载的物种的个体数或生物量。

CITES（濒危野生动植物种国际贸易公约） 见 Convention on International Trade in Endangered Species

commodity value（日用价值） 见 direct use value

common property（公共资源，公共财产） 不是由个人控制的，而是由社会集体拥有的自然资源。

compensatory mitigation（补偿性缓解） 一个地方的生境遭到破坏或损毁以后，在原地进行恢复或在另外一个地方重新建立作为补偿。

conservation banking（保护金融系统） 一种金融系统，包括开发者和土地所有人，开发者为了保护某种濒危物种或者某种栖息地类型而支付给土地所有者补偿费的一种机制。

conservation biology（保护生物学） 是关于生物多样性保护的科学，包括进行生物多样性研究，识别威胁生物多样性的因素，在生物多样性保护领域起到了非常积极的作用。

conservation concession（保护专用地） 一种保护生境的方法，保护组织向政府或土地所有者支付一定的费用来维护特定的生境而不允许发展工业等破坏该生境。

conservation easement（保护地役权） 一种保护土地的方法， 通常是土地所有者放弃在该土地上开发及建筑等的权利，作为交换，土地所有者也会在经济上获得一定的利益。

consumptive use value（消耗使用价值） 在当地收集和消耗的物质的价值。

Convention on Biological Diversity (CBD)（生物多样性公约） 1992 年在巴西里约热内卢召开的联合国环境与发展大会上，由 100 多个国家与组织共同签署的生物多样性公约，该公约的基本目标和宗旨即是：保护与可持续利用生物多样性，公平分享利用遗传资源所带来的惠益。

Convention on International Trade in Endangered Species (CITES)（濒危野生动植物种国际贸易公约） 1972 年 6 月在瑞典首都斯德哥尔摩召开的联合国人类与环境大会上签署的一项旨在保护濒危野生动植物种的国际贸易公约。该公约制定了一个濒危物种名录，通过许可证制度控制这些物种及其产品的国际贸易，由此而使该公约成为打击非法贸易、限制过度利用的有效手段

cost-benefit analysis（成本－收益分析） 对一个项目或资源利用的成本和收益比较进行的综合分析。

cross-fostering（替代养育） 一种保护策略，用常见种来养育近缘稀有种的后代。

cryptic biodiversity（隐型种多样性） 存在一个或多个遗传上不同的物种，由于在形态上比较相近而被忽视，并没有视为一个或几个独立的物种。

D

debt-for-nature swap（自然保护转移支付） 发展中国家同意资助额外的保护活动来换取债务减免的一种协议。

decomposer（分解者） 在死的动植物上取食或生长的一类生物，也称为食腐者（detritivore）。

deep ecology（深层生态学） 强调生物多样性保护，为保护生物多样性而转变个人生活方式，并且努力促使政策改变的一门学科。

demographic stochasticity（种群统计随机性） 小种群的出生率、死亡率和繁殖率的随机变化，有时引起种群大小的进一步下降。

demographic study（种群统计学研究） 通过在时间尺度上监测个体或种群，并由此来确定生长率、繁殖和存活等的一种研究。

desertification（荒漠化） 由人类活动引起的生态系统退化成荒漠的过程。

detritivore（食腐者） 见 decomposer

direct use value（直接使用价值） 直接赋予产品的价值，如木材和动物，被人们直接收获利用。

E

Earth Summit（全球峰会）(**1992**) 1992 年在里约热内卢举行的一次国际会议，形成了若干重要的以保护环境为目的的方针性公约，其中包括《联合国气候变化框架公约》(UN Framework on Climate Change)、《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity)以及《21 世纪议程》(Agenda 21)，也称为里约峰会。

ecocolonialism（生态殖民主义） 为了建立新的保护区，政府和保护组织不顾地方居民的土地权和传统而开展的保护实践活动。

ecological economics（生态经济学） 在经济分析中包括了生物多样性价值评估的一门学科。

ecological footprint（生态足迹） 人类的消费格局和生活方式对周围生态系统乃至全球的影响。

ecological restoration（生态恢复） 一个地方重新建立起原来生态系统的过程。

ecologicall extinct（生态灭绝） 一个物种的数量降低到一定程度以后，对其他生物群落不再有显著的生态影响。

ecology（生态学） 研究物种及其与生物和物理环境关系的一门学科。

ecosystem（生态系统） 生物群落及其与之相关的物理、化学环境的总体。

ecosystem health（生态系统健康） 生态系统中所有的生态过程都能正常发挥功能的一种状态。

ecosystem integrity（生态系统完整性） 生态系统完整，具有生态功能并且没有受到人类活动的破坏。

ecosystem management（生态系统管理） 许多利益相关者参与的大规模管理活动，初衷是保护生态系统的要素和过程。

ecosystem services（生态系统服务） 生态系统为人类提供的利益，包括控制洪水、清洁水质、降低污染等。

ecotourism（生态旅游） 为欣赏珍稀或特有物种，或者极具魅力的生物群落或自然景观而进行的旅游，一般多在发展中国家开展生态旅游。

edge effects（边缘效应） 在破碎化的生境边缘，其环境条件和生物条件都发生了改变。

effective population size（有效种群大小） 一个种群中具有繁育能力的个体数量。

embryo transfer（胚胎移植） 用手术的方式将胚胎移植到代孕母体中；通常用普通物种作为代孕者，通过胚胎移植来增加稀有物种的个体数。

endangered species（濒危物种） 在不久的将来，具有高灭绝风险的野生物种；是 IUCN 系统以及美国《濒危物种保护法案》中物种受威胁程度的一个等级。

Endangered Species Act (ESA)（濒危物种保护法案） 美国的一个重要的法律，用于保护濒危物种及其栖息地。

endemic（特有的） 仅仅在特定地区自然分布的（物种）。

endemic species（特有种） 只在一个特定地区发现的物种。

environmental and economic impact assessment（环境和经济影响评价） 评估一个项目在现在和未来对环境和经济可能存在的影响。

environmental ethics 环境伦理学 伦理学的一个分支学科，阐明自然界固有价值和人们保护环境的责任。

environmental stochasticity（环境随机性） 生物和物理环境的随机变化，能够增加小种群灭绝的风险。

eutrophication（富营养化） 由氮和磷污染引起的水生环境的退化，特征是水中藻类大爆发，氧气贫乏。

***ex situ* conservation**（迁地保护） 在人工环境条件下对物种进行保护，如动物园、水族馆、植物园等。

existence value（存在价值） 人们为保护生物多样性，使其继续维持而愿意支付的价值。

exotic species（外来种） 由于人类的活动使一个物种出现在它的自然分布范围之外，该物种就是外来种。

extant（现存的） 没有灭绝的，现实中还存活的（物种）。

externalities（外部效应） 一种经济活动直接影响他人的利益，却没有承担相应的义务或获得回报。

extinct（灭绝） 一个物种已经不存在任何活的个体了，则称该物种已经灭绝。

extinct in the wild（野外灭绝） 一个物种在野生环境中已经灭绝，但在动物园、植物园或其他人工环境下还有一些个体存活。

extinction cascade（灭绝级联效应） 一系列相关联的灭绝事件，一个物种的灭绝导致其他一个或几个物种的灭绝。

extinction debt（灭绝负债） 生境破坏和破碎化而导致物种最终消亡，就好比当前的生境破坏为将来的生态成本而背负的债务。

extinction vortex（灭绝漩涡） 小种群不断衰落并

有向灭绝方向发展的趋势。

extirpation（局域灭绝） 尽管一个物种在其他地方还可能存在，但该种群在局域地区已经灭绝。

extractive reserve（有限利用保护区） 一种保护区，在该保护区允许以可持续的方式获取某种特定的自然产品（如木材）。

F

fitness（适合度） 一个个体生长、存活和繁殖的能力。

flagship species（旗舰种） 引起公众关注的物种，有助于保护工作的开展（例如建立保护区），对于生态旅游也是非常关键的物种。

focal species（目标种） 作为主要保护对象的物种。

food chains（食物链） 不同营养级物种间的特殊的食物营养关系。

food web（食物网） 由食物营养关系建立起来的物种间的网络。

founder effect（奠基者效应） 由少数个体建立新种群时，遗传变异减少的现象。

G

Gaia hypothesis（盖亚假说） 假设地球是一个"超级生物"，它的组成部分相互作用可以调节大气与气候。

gamma diversity（γ 多样性） 在一个较大地理范围内的物种数。

gap analysis（空缺分析） 通过对濒危物种的分布和群落状况与保护区面积（现存的和已经提议的保护面积）的比较分析来明确保护工作中的空白点。

gap species（未受保护种） 在分布范围内没有受到保护的物种。

gene（基因） 染色体上编码特定蛋白质的基本单位。

gene flow（基因流） 由于个体的迁移，使种群间发生遗传重组和新等位基因的转移。

gene pool（基因库） 一个种群中的基因和等位基因的总和。

genetic drift（基因漂变） 在小种群中偶尔出现的遗传变异丧失和等位基因频率发生改变的现象

genetic variation（遗传变异） 种群内个体之间的遗传差异。

genetically modified organism (GMO)（遗传修饰生物体） 遗传编码被科学家通过重组 DNA 技术改变过的生物。

genotype（基因型） 一个个体所具有的等位基因的特定组合。

geographic information system (GIS)（地理信息系统） 整合和显示空间数据的计算机分析系统，这些空间数据通常是与自然环境、生态系统、物种、保护区和人类活动有关的数据。

global climate change（全球气候变化） 全球气候特征发生了改变，而且将来还会持续改变的现象，产生这种变化的部分原因是由人类活动引起的。

Global Environment Facility (GEF)（全球环境基金） 一个大型的国际基金，资助发展中国家的保护行动。

global warming（全球变暖） 由人类活动产生的 CO_2 和其他温室气体在大气中的浓度不断增高，由此引起的现在和将来气温的不断升高的现象。

globally extinct（全球性灭绝） 不再有任何生存个体。

greenhouse effect（温室效应） 大气中的 CO_2 以及其他"温室气体"，允许太阳辐射透过，但却阻止热量通过再辐射释放出去，从而使地球温度升高的现象。

guild（共位群） 在同一个营养级，并且几乎利用相同的环境资源的一群物种。

H

habitat conservation plans（生境保护计划） 一种区域性的计划，在保护一些地区生物多样性的同时，允许在指定区域进行开发。

habitat corridors（生境走廊） 在保护区之间相连接，能够使其中的物种相互散布的通道。

habitat fragmentation（生境破碎化） 连续生境的面积减少，被分割成两块或者多个碎片的过程。

hard release〔硬释放（无协助释放）〕将外来种群的个体释放到一个新的地点，然后人类不进行干预而建立新的种群的方式。

healthy ecosystem（健康生态系统） 不论是否有人

类的影响，其生态过程都能保持正常的生态系统。

herbivore（食草动物） 取食植物的物种，也称为初级消费者。

heterosis（杂种优势） 通过远交产生的后代具有更高的适合度的现象，也称为 hybrid vigor。

heterozygous（杂合的） 一个个体的基因具有两个不同等位基因的状况。

homozygous（纯合的） 一个个体的基因具有两个相同等位基因的状况。

hybrid（杂交种） 两个不同物种的个体进行交配而产生的后代。

hybrid vigor（杂种优势） 见 heterosis

I

***in situ* conservation**（就地保护） 直接在野外对自然群落或者濒危物种的种群进行保护。

inbreeding depression（近交衰退） 由于自交或近亲交配而产生较弱的后代或者降低出生率的现象。

indicator species（指示种） 在保护计划中应用的物种，用于识别和保护一个生物群落或一系列生态过程。

indigenous people（当地人、土著居民） 见 traditional people

indirect use value（间接使用价值） 由生物多样性带来的，并不直接对资源进行破坏或者收获的价值。例如，水的质量、土壤保护、娱乐消遣、教育等，也称为公共产品（public goods）。

integrated conservation and development project (ICDP)（综合保护与发展项目） 一种保护项目，在保护的同时也注重满足地方的经济和社会福利需求。

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)（政府间气候变化专门委员会） 由联合国组织起来的顶尖科学家群体组成，主要研究人类活动对气候和生态系统的影响及其潜在意义。

intrinsic value（固有价值） 一个物种或者生物多样性其他方面所具有的，与人类需求不直接相关的价值。

introduction（引入） 作为保护计划的一部分或者意外地把某个物种释放到其自然生境以外的地方。

invasive species（入侵种） 外来的物种，该物种丰富度的增加将导致本地物种丰富度的下降。

inventory（编目） 一定面积内物种的清单或一个种群中物种个体数的清单。

island biogeography model（岛屿生物地理学模型） 反映岛屿大小与生活在该岛屿上的物种数量关系的一种模型，该模型可以用来预测生境破碎化对物种灭绝的影响。

IUCN（国际自然保护联盟） 主要的国际性环保组织，以前称为“International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN)”国际自然与自然资源保护联盟，后为“The World Conservation Union”世界自然保护联盟，现在称为“International Union for Conservation of Nature”国际自然保护联盟。

K

keystone resource（关键资源） 生态系统中对某些物种的生存至关重要的任何资源，例如一个水坑。

keystone species（关键种） 一个物种虽然在群落中的数量或者生物量不占优势，但却对该群落的是非常重要的，如果丧失该物种，群落将发生根本变化。

L

land trust（土地信托基金会） 保护和管理土地的一种保护组织。

landscape ecology（景观生态学） 研究生境类型格局及其对物种分布和生态过程影响的学科。

legal title（法定土地所有权） 由政府部门确认的，或者经过司法程序获得的土地所有权。

limited development（有限开发） 仅对部分土地进行开发，而其余部分土地完全保护起来的一种折衷方式。涉及到土地拥有人、开发者以及保护组织。

limiting resource（限制性资源） 一种关乎生存的需求，这种需求的存在与否将制约种群的大小，如沙漠中，水是一个限制性资源。

locally extinct（局域灭绝） 一个物种在过去分布的某个区域完全消失了，但还在其他地区有个体生存。

M

marine protected area（海洋保护区） 为重建和保持海洋生物多样性而建立起来的海洋、海岸带保护区域。

market failure（市场失灵） 资源的分配不当，某些个体或行业通过使用某种公共资源（如水、大气、森林等）而获益，而其他个体或行业却因此蒙受较大损失。

maximum sustainable yield（最大可持续产量） 在对该种群没有损害的条件下，每年能够收获的最大数量，这种收获可以通过种群的增长而恢复。

metapopulation（集合种群） 一个物种的不同种群的集合，种群间可以在一定程度上相互迁移，也称为“种群的种群”。

minimum dynamic area (MDA)（最小动态区） 确保一个种群在未来能够维持而需要的最小面积。

minimum viable population (MVP)（最小生存种群） 确保一个种群在未来能够维持的最小个体数目。

mitigation（减缓） 建立新的种群以补偿在其他地方被破坏的种群的过程。

morphological definition of a species（物种的形态学定义） 一组个体，根据形态学、生理学、生物化学等特征而区别于其他类群，视为一个物种。

multilateral development banks（多边开发银行） 世界银行和发展中国家建立的地区银行组织，为发展中国家的经济发展提供资金。

multiple-use habitat（多功能生境） 一个管理起来的区域，用于提供多种物质和服务功能。

mutalistic relationship（互惠共生关系） 两个物种之间的关系是相互受益的。

mutations（突变） 基因或染色体上发生的变化，导致产生新的等位基因形式或新的遗传变异。

N

national environmental fund〔(美国) 国家环境基金〕 一种信托基金或基金，其年度收益用于支持保护活动。

natural resources（自然资源） 在一定的时间和地点，能够产生经济价值，以提高人类当前和未来福利的自然环境因素和条件。

nonconsumptive use value（非消耗使用价值） 生物多样性的某些使用价值，这种价值的获得并不消耗或破坏资源（如水质净化、土壤保持、游憩、教育等）。

nongovernmental organization (NGO)（非政府组织） 一种私有组织，通过某种形式从事对社会有益的事业，许多环保组织就是这样的非政府组织。

normative discipline（规范性学科） 一个崇尚伦理承诺而不是伦理中立的学科。

O

omnivore（杂食动物） 既取食植物也取食动物的动物。

open access resource（开放资源） common property

option value（选择价值） 生物多样性的一种价值，即在未来有可能为人类社会提供利益（如新的药物）的价值。

outbreeding（远交） 同一物种，来自不同种群，关系较远的个体交配并产生后代。远交一般会产生杂种优势，提高后代个体的进化适合度。

outbreeding depression（远交衰退） 当不同的物种或者来自同种但分化较大的两个种群的个体杂交并产生后代，偶尔发生的，后代的进化适合度下降的情况。

overexploitation（过度利用） 对某种资源或物种的高强度开发利用，导致该资源或物种下降或丧失。

P

parasite（寄生生物） 在宿主上生长、取食但并不立即导致宿主死亡的生物。

payment for ecosystem services (PES)（生态系统服务补偿） 直接支付给土地所有人或社区的费用，用于保护关键生态系统的特征。

phenotype（表型） 由基因型决定的，在特定环境下表现出来的形态、生理、解剖以及生化上的特征。

polymorphic gene（多态基因） 在一个种群内，一

种基因具有一种以上的形式或等位基因。

population（种群） 一个物种在一定地理范围内能够相互交配，或者相互作用的个体总和。

population bottleneck（种群瓶颈） 种群大小的显著降低（例如，在某种病害以后），有时导致遗传变异的丧失。

population viability analysis (PVA)（种群生存力分析） 通过种群统计分析，预测某个种群在特定时期，在某种生境中存在的概率，通常与不同的管理情景相关联。

precautionary principle（审慎原则） 对于可能引起不可预见害处的行动，最好避免实施的原则。

predator（捕食者） 见 carnivore; parasite

primary consumer（初级消费者） 见 herbivore

primary producer（初级生产者） 能够通过光合作用直接从太阳获取能量的生物，如绿色植物、藻类和海草等。

productive use value（生产使用价值） 赋予在市场上销售的产品的价值。

protected areas（保护地） 为生物多样性保护而管理起来的栖息地。

public goods（公共产品） 见 indirect use value

R

rain forest 雨林 见 tropical rain forest

Ramsar Convention on Wetlands（拉姆萨尔湿地公约） 全称为“关于特别是作为水禽栖息地的国际重要湿地公约”。

recombination（重组） 在减数分裂过程中两个染色体之间发生的交换，是遗传变异的重要来源。

Red Data Books（红皮书） 由 IUCN 或者其他保护组织提供的濒危物种名录汇编。

reference site（参考地点） 对照地点，该地点为恢复物种的组成、群落结构和生态系统过程等提供了参考目标。

reintroduction program（再引入计划） 某地点当前不再具有某个物种，而把以前捕获以后饲养的该物种，或者从其他地点捕获的该物种野生个体再重新释放进来。

representative site（代表性保护地） 具有代表较大范围的物种和生态系统特征的保护地。

resilience（恢复力） 生态系统在受到干扰以后恢复到原来状态的能力。

resistance（抵抗力） 生态系统在受到干扰过程中维持现状的能力。

restocking（增补） 在现存种群中增加额外的个体，来扩大种群和增加遗传变异。

restoration ecology（恢复生态学） 关于修复被人类损害的原生生态系统的多样性及动态过程的一门科学，特别强调修复生态系统的整体性。

Rio Summit（里约峰会） 见 Earth Summit

S

secondary consumer（次级消费者） 又见 carnivore（肉食性动物）

seed bank（种子库） 保存从野生或栽培植物收集的全部种子，用于保护和农业，如中国农科院的种子样本储存库和昆明植物所的中国西南野生生物种质资源库。

shifting cultivation（刀耕火种） 一种耕作方式，将森林砍伐后火烧处理，然后种植几年农作物，当土壤肥力下降后则放弃耕作，让其自然恢复成林地。若干年后再砍伐，重复上述过程。也称为轮歇农业 (slash-and-burn agriculture)。

sink population（汇种群） 接受从源种群（source population）扩散进来的个体的种群。

SLOSS debate（“SLOSS”争论） 关于保护区是一个大的好还是几个小的好的争论。

soft release（软释放） 与硬释放（hard release）相比，在利用外源种群建立新的种群时需要人为的帮助。

source population（源种群） 一个已经建立起来的种群，从该种群中个体扩散到新的地点。

species（物种） 分类学的基本单位，一个物种是由具有相似的遗传和生理特性的个体组成的。

species diversity（物种多样性） 一般指在某特定地方发现的所有物种。

species richness（物种丰富度） 一个群落或一定面积内物种的数目。

stable ecosystem（稳定生态系统） 在没有人类干

预或反常气候条件下，能够基本维持同样状态的生态系统。

stochasticity（随机性） 随机变化，即变化的产生是随机的。

succession（演替） 随自然过程或者人类干扰而产生的，在物种组成、植被结构和生态系统特征等方面发生逐渐变化的过程。

surrogate species 见 biodiversity indicators

survey（取样调查） 一种重复的取样方法，由此来评价种群大小或种群密度，或者生物多样性的其他方面。

sustainable development（可持续发展） 在不破坏环境和生物多样性的前提下，进行经济发展来满足现在和将来人类生活的需要。

symbiotic relationship（共生关系） 两个物种之间的互惠互利关系，彼此依赖，离开任何一方都不能长期存活。

T

taxonomist（分类学家） 从事物种鉴定和分类的科学家。

threatened（受威胁的） 在 IUCN 分类系统中，归入濒危或渐危物种等级的物种；在美国《濒危物种保护法案》中指具有灭绝风险的物种，但风险等级小于濒危种。

traditional people（土著居民） 一个地区的居民，认为自己是该地区最早的居民，通常以社群或村为社会组织形式。

tragedy of the commons（公地的悲剧） 毫无节制地使用公共资源最后导致资源的恶化。

trophic cascade（营养级联） 由于关键种的丧失而导致的植被和生物多样性发生的巨大变化。

trophic levels（营养级） 把生态系统中的生物按照其营养特性而划分成的等级，通过该等级可以了解能量在生态系统中的流动过程。

tropical rain forest（热带雨林） 树种常绿的热带森林，大多数月份都有丰沛的降雨。特征是具有非常高的物种丰富度，是生物多样性非常重要的地区。

U

umbrella species（伞护种） 通过保护伞护种可以起到保护其他种和整个生态系统的效果。

V

vulnerable species（易危种） 具有高灭绝风险的物种，并且该物种在不久的将来可能成为濒危种；是 IUCN 分类系统中的一个分类等级。

W

wilderness area（荒野区） 几乎没有受到人类任何干扰的地区。

World Bank（世界银行） 为了支持发展中国家经济发展而建立起来的国际性的银行机构。

World Conservation Union（世界自然保护联盟） 见 IUCN

World Heritage Convention（世界遗产公约） 对具有国际意义的文化和自然资源进行保护的公约。

Z

zoning（分区） 一种管理保护区的方法，允许或禁止在特定区域进行某种活动。

（裴克全 译，马克平 审定）

参考文献

Abensperg-Traun, M. and G. T. Smith. 1999. How small is too small for small animals? Four terrestrial arthropod species in different-sized remnant woodlands in agricultural Western Australia. *Biodiversity and Conservation* 8: 709–726. (Chapter 7)

Abesamis, R. A. and G. R. Russ. 2005. Densitydependent spillover from a marine reserve: Long-term evidence. *Ecological Applications* 15: 1798–1812. (Chapter 7)

Adamski, P. and Z. J. Witkowski. 2007. Effectiveness of population recovery projects based on captive breeding. *Biological Conservation* 140: 1–7. (Chapter 6)

Agar, N. 2001. *Life's Intrinsic Value: Science, Ethics, and Nature.* Columbia University Press, New York. (Chapter 3)

Akçakaya, H. R., J. Franklin, A. D. Syphard, and J. R. Stephenson. 2005. Viability of Bell's Sage Sparrow (*Amphispiza belli* ssp. *belli*): Altered fire regimes. *Ecological Applications* 15: 521–531. (Chapter 6)

Alexander, S. E. 2000. Resident attitudes towards conservation and black howler monkeys in Belize: The Community Baboon Sanctuary. *Environmental Conservation* 27: 341–350. (Chapter 8)

Allan, B. F., F Keesing, and R. S. Ostfeld. 2003. Effects of forest fragmentation on Lyme disease risk. *Conservation Biology* 17: 267–272. (Chapter 4)

Allen, E. B., J. S. Brown, and M. F. Allen. 2001. Restoration of animal, plant, and microbial diversity. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 5, pp. 185–202. Academic Press, San Diego. (Chapter 8)

Allendorf, F. W. and G. Luikart. 2007. *Conservation and the Genetics of Populations*. Blackwell Publishing, Oxford. (Chapter 5)

Almeida, A. P. and S. L. Mendes. 2007. An analysis of the role of local fishermen in the conservation of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Pontal do Ipiranga, Linhares, ES, Brazil. *Biological Conservation* 134: 106–112. (Chapter 1)

Alter, S. E., E. Rynes, and S. R. Palumbi. 2007. DNA evidence for historic population size and past ecosystem impacts of gray whales. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 104: 15162–15167. (Chapter 4)

Altieri, M. A. 2004. Linking ecologists and traditional farmers in the search for sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 35–42. (Chapter 6)

Andersson, E., S. Barthel, and K. Ahrne. 2007. Measuring social-ecological dynamics behind the generation of ecosystem services. *Ecological Applications* 17: 1267–1278. (Chapters 3, 7)

Angulo, E., G. W. Roemer, L. Berec, J. Gascoigne, and F. Courchamp. 2007. Double Allee effects and extinction in the island fox. *Conservation Biology* 21: 1082–1091. (Chapter 5)

Armstrong, D. P. and P. J. Seddon. 2008. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 20–25.

Armsworth, P R., G. C. Daily, P Kareiva, and J. N. Sanchirico. 2006. Land market feedbacks can undermine biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 103: 5403–5408. (Chapter 7)

Arnold, A. E. and F Lutzoni. 2007. Diversity and host range of foliar fungal endophytes: Are tropical leaves biodiversity hotspots? *Ecology* 88: 541–549. (Chapter 2)

Aron, J. L. and J. A. Patz (eds.). 2001. *Ecosystem Change and Public Health: A Global Perspective.* John Hopkins University Press, Baltimore. (Chapter 3)

Ascensão, F. and A. Mira. 2007. Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. *Ecological Research* 22: 57–66. (Chapter 7)

Audubon, J. J. 1841. *The birds of America, from drawings made in the United States and their territories,* volume II. J. J. Audubon, New York & J. B. Chevalier, Philadelphia. (Chapter 5)

Aung, U. M. 2007. Policy and practice in Myanmar's protected area system. *Journal of Environmental Management* 84: 188–203. (Chapter 7)

Ausband, D. E. and K. R. Foresman. 2007. Swift fox reintroductions on the Blackfeet Indian Reservation, Montana, USA. *Biological Conservation* 136: 423–430. (Chapter 6)

Azam, F. and A. Z. Worden. 2004. Oceanography: Microbes, molecules, and marine ecosystems. *Science* 303: 1622–1624. (Chapter 2)

Baillie, J. E. M., C. Hilton-Taylor, and S. N. Stuart. 2004. *2004 IUCN Red List of Threatened Species: A Global Assessment.* IUCN, Gland, Switzerland. (Chapter 5)

Baker, J. D. and T. C. Johanos. 2004. Abundance of the Hawaiian monk seal in the main Hawaiian Islands *Biological Conservat* [illegible]

Balmford, A. 1996. Extinction filters and current resilience: The significance of past selection pressures for conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 193–196. (Chapter 5)

Balmford, A. and 18 others. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950–953. (Chapter 3)

Balmford, A. and 27 others. 2005. The Convention on Biological Diversity's 2010 target. *Science* 307: 212–213. (Chapter 3)

Balmford, A. and T. Whitten. 2003. Who should pay for tropical conservation, and how could the costs be met? *Oryx* 37: 238–250. (Chapter 9)

Balmford, A., R. E. Green, and M. Jenkins. 2003. Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 326–330. (Chapter 3)

Bao, Y., W. Wu, M. Wang, and W. Liu. 2007. Disadvantages and future research directions in valuation of ecosystem services in China. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 14: 372–381. (Chapter 3)

Baral, N., M. J. Stern, and J. T. Heinen. 2007. Integrated conservation and development project life cycles in the Annapurna Conservation Area, Nepal: Is development overpowering conservation? *Biodiversity and Conservation* 16: 2903–2917. (Chapter 8)

Barbier, E. B. 2006. Natural barriers to natural disasters: Replanting mangroves after the tsunami. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 124–131. (Chapter 4)

Barbier, E. B., J. C. Burgess, and C. Folke. 1994. *Paradise Lost? The Ecological Economics of Biodiversity.* Earthscan Publications, London. (Chapter 3)

Baskin, Y. 1997. *The Work of Nature: How the Diversity of Life Sustains Us.* Island Press, Washington, D.C. (Chapter 3)

Baur, B., A. Coray, N. Minoretti, and S. Zschokke. 2005. Dispersal of the endangered flightless beetle *Dorcadion fuliginator* (Coleoptera: Cerambycidae) in spatially realistic landscapes. *Conservation Biology*

124: 4961. (Chapter 4)

Bawa, K. S., G. Balachander, and P. Raven. 2008. A case for new institutions. *Science* 319: 136. (Chapter 9)

Beck, B. B., L. G. Rapport, M. R. Stanley Price, and A. C. Wilson. 1994. Reintroduction of captiveborn animals. *In* P. J. Olney, G. M. Mace, and A. T. C. Feistner (eds.), *Creative Conservation: Interactive Management of Wild and Captive Animals*, pp. 265−286. Chapman and Hall, London. (Chapter 6)

Becker, B. H. and S. R. Beissinger. 2006. Centennial decline in the trophic level of an endangered seabird after fisheries decline. *Conservation Biology* 20: 470−479. (Chapter 2)

Beedlow, P. A., D. T. Tingey, D. L. Phillips, W. E. Hogsett, and D. M. Olszyk. 2004. Rising atmosphere CO_2 and carbon sequestration in forests. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 315−322. (Chapter 3)

Bell, T. J., M. L. Bowles, and K. A. McEachern. 2003. Projecting the success of plant population restoration with viability analysis. *In* C. A. Brigham and M. M. Schwartz (eds.), *Population Viability in Plants*, pp. 313−348. Springer-Verlag, Heidelberg. (Chapter 6)

Beman, J. M., K. R. Arrigo, and P. A. Matson. 2005. Agricultural runoff fuels large phytoplankton blooms in vulnerable areas of the ocean. *Nature* 434: 211−214. (Chapter 4)

Berger, J. 1990. Persistence of different-sized populations: An empirical assessment of rapid extinctions in bighorn Sheep. *Conservation Biology* 4: 91−98. (Chapter 5)

Berger, J. 1999. Intervention and persistence in small populations of bighorn sheep. *Conservation Biology* 13: 432−435. (Chapter 5)

Berger, J. 2004. The last mile: How to sustain longdistance migration in animals. *Conservation Biology* 18: 320−331. (Chapter 4)

Berglund, H. and B. G. Jonsson. 2005. Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. *Conservation Biology* 19: 338−348. (Chapter 5)

Berkes, F. 2001. Religious traditions and biodiversity. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 5, pp. 109−120. Academic Press, San Diego. (Chapter 1)

Berkes, F. and 14 others. 2006. Globalization, roving bandits, and marine resources. *Science* 311: 1557−1558. (Chapter 4)

Berry, O., M. D. Tocher, D. M. Gleeson, and S. D. Sarre. 2005. Effect of vegetation matrix on animal dispersal: Genetic evidence from a study of endangered skinks. *Conservation Biology* 19: 855−864. (Chapter 7)

Beyer, H. L., E. H. Merrill, N. Varley, and M. S. Boyce. 2007. Willow on Yellowstone's northern range: Evidence for a trophic cascade? *Ecological Applications* 17: 1563−1571. (Chapter 6)

Bhagwat, S. A. and C. Rutte. 2006. Sacred groves: Potential for biodiversity management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 519−524. (Chapters 8, 9)

Bhattacharya, M., R. B. Primack, and J. Gerwein. 2003. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? *Biological Conservation* 109: 37−45. (Chapter 4)

Bickford, D. and 7 others. 2007. Cryptic species as a window on diversity and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 148−55. (Chapter 2)

Billington, H. L. 1991. Effect of population size on genetic variation in a dioecious conifer. *Conservation Biology* 5: 115−119. (Chapter 5)

Bisht, I. S., P. S. Mehta, and D. C. Bhandari. 2007. Traditional crop diversity and its conservation on-farm for sustainable agricultural production in Kumaon Himalaya of Uttaranchal state: A case study. *Genetic Resources and Crop Evolution* 54: 345−357. (Chapter 8)

Blaustein, R. J. 2007. Protected areas and equity concerns. *BioScience* 57: 216−221. (Chapter 8)

Bleeker, W., U. Schmitz, and M. Ristow. 2007. Interspecific hybridization between alien and native

plant species in Germany and its consequences for native biodiversity. *Biological Conservation* 137: 248–253. (Chapter 4)

Boersma, D. 2006. Landscape-level conservation for the sea. *In* M. J. Groom, G. K. Meffe, and C. R. Carroll (eds.). *Principles of Conservation Biology*, 3rd ed., pp 447–448. Sinauer Associates, Sunderland, MA. (Chapter 6)

Boone, M. D., R. D. Semlitsch, and C. Mosby. 2008. Suitability of golf course ponds for amphibian metamorphosis when bullfrogs are removed. *Conservation Biology* 22: 172–179. (Chapters 8, 9)

Bormann, B. T., R. W. Haynes, and J. R. Martin. 2007. Adaptive management of forest ecosystems: Did some rubber hit the road? *BioScience* 57: 186–191. (Chapter 7)

Botkin, D. B. and 18 others. 2007. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *BioScience* 57: 227–236. (Chapter 4)

Bowles, M. L., J. L. McBride, and R. F. Betz. 1998. Management and restoration ecology of Mead's milkweed. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 85: 110–125. (Chapter 6)

Bradshaw, A. D. 1990. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. *In* W. R. Jordan, III, M. E. Gilpin, and J. D. Aber (eds.), *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*, pp. 53–74. Cambridge University Press, Cambridge. (Chapter 8)

Braithwaite, R. W. 2001. Tourism, role of. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, Vol. 5, pp. 667–679. Academic Press, San Diego. (Chapter 3)

Brandt, A. and 20 others. 2007. First insights into the biodiversity and biogeography of the Southern Ocean deep sea. *Nature* 447: 307–311. (Chapter 2)

Brashares, J. S., P. Arcese, M. K. sam, P. B. Coppolillo, A. R. E. Sinclair, and A. Balmford. 2004. Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa. *Science* 306: 1180–1183. (Chapter 4)

Breed, A. C., H [illegible] Plow-right, and P. Dascak. 2006. Emerging henipaviruses and flying foxes: Conservation and management perspectives. *Biological Conservation* 131: 211–220. (Chapter 4)

Brightsmith, D. and 7 others. 2005. The use of hand-raised psittacines for reintroduction: A case study of scarlet macaws (*Ara macao*) in Peru and Costa Rica. *Biological Conservation* 121: 465–472. (Chapter 6)

Brook, A., M. Zint, and R. DeYoung. 2003. Landowner's response to an Endangered Species Act listing and implications for encouraging conservation. *Conservation Biology* 17: 1638–1649. (Chapter 6)

Brooks, T. M. and 10 others. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909–923. (Chapter 5)

Brooks, T. M., S. L. Pimm, and J. O. Oyugi. 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology* 13: 1140–1150. (Chapter 5)

Brown, R. M. and D. N. Laband. 2006. Species imperilment and spatial patterns of development in the United States. *Conservation Biology* 20: 239–244. (Chapter 1)

Brownlow, C. A. 1996. Molecular taxonomy and the conservation of the red wolf and other endangered carnivores. *Conservation Biology* 10: 390–396. (Chapter 2)

Bruner, A. G., R. E. Gullison, and A. Balmford. 2004. Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected-area systems in developing countries. *BioScience* 54: 1119–1126. (Chapters 7, 9)

Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice, and G. A. B. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291: 125–128. (Chapter 7)

Bryant, D., L. Burke, J. McManus, and M. Spalding. 1998. *Reefs at Risk: A Map-Based Indicator of Threats to the World's Coral Reefs*. World Resources Institute, Washington, D.C. (Chapter 4)

Buchholz, R. 2007. Behavioural biology: An effective

and relevant conservation tool. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 401–407. (Chapter 6)

Bulman, C. R. and 6 others. 2007. Minimum viable metapopulation size, extinction debt, and the conservation of a declining species. *Ecological Applications* 17: 1460–1473. (Chapters 5, 6)

Bulte, E. H. and G. C. van Kooten. 2000. Economic science, endangered species, and biodiversity loss. *Conservation Biology* 14: 113–119. (Chapter 3)

Burgman, M. A., D. Keith, S. D. Hopper, D. Widyatmoko, and C. Drill. 2007. Threat syndromes and conservation of the Australian flora. *Biological Conservation* 134: 73–82. (Chapter 4)

Burton, A. 2005. Microbes muster pollution power. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 182. (Chapter 3)

Byers, J. E. and 7 others. 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 493–500. (Chapter 2)

Callaway, J. C., G. Sullivan, and J. B. Zedler. 2003. Species-rich plantings increase biomass and nitrogen accumulation in a wetland restoration experiment. *Ecological Applications* 13: 1626–1639. (Chapter 8)

Calver, M., S. Thomas, S. Bradley, and H. McCutcheon. 2007. Reducing the rate of predation on wildlife by pet cats: The efficacy and practicability of collar-mounted pounce protectors. *Biological Conservation* 137: 341–348. (Chapter 4)

Carlton, J. T., J. B. Geller, M. L. Reaka-Kudla, and E. A. Norse. 1999. Historical extinction in the sea. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 515–538. (Chapter 5)

Caro, T. M., M. B. Mulder, and M. Moore. 2003. Effects of conservation education on reasons to conserve biological diversity. *Biological Conservation* 114: 143–152. (Chapter 9)

Carroll, C., R. F. Noss, P. C. Paquet, and N. H. Schumaker. 2004. Extinction debt of protected areas in developing landscapes. *Conservation Biology* 18: 1110–1120. (Chapter 5)

Carson, R. L. 1962. *Silent Spring*. Houghton-Miflin, Boston. (Chapters 1, 4)

Carson, R. L. 1998. *A Sense of Wonder*. New York, HarperCollins. (Chapter 3)

Castelletta, M., N. S. Sodhi, and R. Subaraj. 2000. Heavy extinctions of forest avifauna in Singapore: Lessons for biodiversity conservation in Southeast Asia. *Conservation Biology* 14: 1870–1880. (Chapter 5)

Castellón, T. D. and K. E. Sieving. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20: 135–145. (Chapter 7)

Castillo, A., A. Torres, A. Velázquez, and G. Bocco. 2005. The use of ecological science by rural producers: A case study in Mexico. *Ecological Applications* 15: 745–756. (Chapter 8)

Ceballos, G. 2007. Conservation priorities for mammals in megadiverse Mexico: The efficiency of reserve networks. *Ecological Applications* 17: 569–578. (Chapter 7)

Chan, K. M. A. 2008. Value and advocacy in conservation biology: Crisis discipline or discipline in crisis? *Conservation Biology* 22: 1–3. (Chapter 1)

Chan, R., B. G. Balwin, and R. Ornduff. 2002. Cryptic goldfields: A molecular phylogenetic reinvestigation of *Lasthenia californica sensu lato* and close relatives (Compositae: Heliantheae sensu lato). *American Journal of Botany* 89: 1103–1112. (Chapter 2)

Chapman, J. W., T. W. Miller, and E. V. Coan. 2003. Live seafood species as recipes for invasion. *Conservation Biology* 17: 1386–1395. (Chapter 4)

Chen, X. Y. and He, F. L. 2009. Speciation and endemism under the model of island biogeography. *Ecology* 90: 39–45. (Chapter 5)

Chernela, J. 1999. Indigenous knowledge and Amazonian blackwaters of hunger. *In* D. Posey (ed.), *Cultural and Spiritual Values of Biodiversity*, pp 423–426. United Nations Environment Programme (UNEP), London. (Chapters 8, 9)

Chhatre A. and V. Saberwal. 2005. Political incentives for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 19: 310–317. (Chapter 9)

Chornesky, E. A. and 15 others. 2005. Science priorities for reducing the threat of invasive species to sustainable forestry. *BioScience* 55: 335–348. (Chapter 4)

Christensen, J. 2003. Auditing conservation in an age of accountability. *Conservation in Practice* 4: 12–19. (Chapter 7)

Cinner, J. E. and S. Aswani. 2007. Integrating customary management into marine conservation. *Biological Conservation* 140: 201–216. (Chapter 4)

Cleland E. E., I. Chuine, A. Menzel, H. A. Mooney and M. D. Schwartz. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 357–365. (Chapter 4)

Cleveland, C. J. and 12 others. 2006. Economic value of the pest control service provided by Brazilian free-tailed bats in south-central Texas. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 238–243. (Chapter 3)

Clewell, A. F. and J. Aronson. 2006. Motivations for the restoration of ecosystems. *Conservation Biology* 20: 420–428. (Chapter 8)

Cognato, A. I. and J. H. Sun. 2007. DNA based cladograms augment the discovery of a new *Ips* species from China (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae). *Cladistics* 23: 539–551. (Chapter 2)

Cohen, M. L. 2004. Silence on the issue of our time. *The Environmentalist* 24: 255–261. (Chapter 4)

Cole, T. 1835. Essay on American scenery. *The American Monthly Magazine* 1: 1–12.

Comiskey, J. A., F. Dallmeier, and A. Alonso. 2001. Framework for assessment and monitoring of biodiversity. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 3, pp. 63–74. Academic Press. San Diego.

Common, M. and S. Stagl. 2005. *Ecological Economics: An Introduction*. Cambridge University Press. New York. (Cl

Cork, S. J., T. W. Clark, and N. Mazur. 2000. Introduction: An interdisciplinary effort for koala conservation. *Conservation Biology* 14: 606–609. (Chapter 7)

Corlett, R. T. and I. M. Turner. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330–333. (Chapter 7)

Costanza, R. and 12 others. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253–260. (Chapter 3)

Costanza, R. and 15 others. 1998. Principles for sustainable governance of the oceans. *Science* 281: 198–199. (Chapter 7)

Costello, C., J. M. Drake, and D. M. Lodge. 2007. Evaluating an invasive species policy: Ballast water exchange in the Great Lakes. *Ecological Applications* 17: 655–662. (Chapter 4)

Cox, P. A. 2001. Pharmacology, biodiversity and. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 4, pp. 523–536. Academic Press, San Diego. (Chapter 3)

Cox, P. A. and T. Elmqvist. 1997. Ecocolonialism and indigenous-controlled rainforest preserves in Samoa. *Ambio* 26: 84–89. (Chapter 8)

Cox, T. M., R. L. Lewison, R. Zydelis, L. B. Crowder, C. Safina, and A. J. Reed. 2007. Comparing effectiveness of experimental and implemented bycatch reduction measures: The ideal and the real. *Conservation Biology* 21: 1155–1164. (Chapter 4)

Cuperus, R., K. J. Canters, H. A. V. de Hars, and D. S. Friedman. 1999. Guidelines for ecological compensation associated with highways. *Biological Conservation* 90: 41–51. (Chapter 7)

Daly, G. L., Y. D. Lei, C. Teixeira, D. C. G. Muir, L. E. Castillo, and F. Wania. 2007. Accumulation of current-use pesticides in neotropical montane forests. *Environmental Science & Technology* 41: 1118-1123. (Chapter 4)

Daszak, P., A. A. Cunningham, and A. D. Hyatt. 2000. Emerging infectious diseases of wildlife: Threats to biodiversity and human health. *Science* 287:

443–449. (Chapter 4)

Davey, A. G. 1998. *National System Planning for Protected Areas*. IUCN, World Conservation Union, Gland, Switzerland. (Chapter 7)

Davies, A. J., J. M. Roberts, and J. Hall-Spencer. 2007. Preserving deep-sea natural heritage: Emerging issues in offshore conservation and management. *Biological Conservation* 138: 299–312. (Chapter 4)

Dawson, M. R., L. Marivaux, C. K. Li, K. C. Beard, and G. Métais. 2006. *Laonastes* and the "Lazarus effect" in recent mammals. *Science* 311: 1456–1458. (Chapter 2)

De Grammont, P. C. and A. D. Cuarón. 2006. An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. *Conservation Biology* 20: 14–27. (Chapter 6)

De Merode, E. and G. Cowlishaw. 2006. Species protection, the changing informal economy, and the politics of access to the bushmeat trade in the Democratic Republic of Congo. *Conservation Biology* 20: 1262–1271. (Chapter 4)

Deacon, J. E., A. E. Williams, C. D. Williams, and J. E. Williams. 2007. Fueling population growth in Las Vegas: How large-scale groundwater withdrawal could burn regional biodiversity. *BioScience* 57: 688–698. (Chapter 7)

DeClerck, F., J. C. Ingram, and C. M. R. del Rio. 2006. The role of ecological theory and practice in poverty alleviation and environmental conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 533–540. (Chapter 3)

DeFries, R., A. Hansen, B. L. Turner, R. Reid, and J. Liu. 2007. Land use change around protected areas: Management to balance human needs and ecological function. *Ecological Applications* 17: 1031–1038. (Chapter 7)

Dennison, W. C., T. R. Lookingbill, T. J. B. Carruthers, J. M. Hawkey and S. L. Carter. 2007. An eye-opening approach to developing and communicating integrated environmental assessments. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 307–314. (Chapters 8, 9)

Diamond, J. 2005. *Collapse: How Societies Choose to Fail or Succeed.* Viking Books, New York. (Chapter 1)

Dietz, R. W. and B. Czech. 2005. Conservation deficits for the continental United States: An ecosystem gap analysis. *Conservation Biology* 19: 1478–1487. (Chapter 7)

Dietz, T., E. A. Rosa, and R. York. 2007. Driving the human ecological footprint. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 13–18. (Chapter 4)

Dinerstein, E. and 15 others. 2006. The fate of wild tigers. *BioScience* 57: 508–514. (Chapters 7, 8)

Dobson, A. 1995. Biodiversity and human health. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 390–392. (Chapter 3)

Dobson, A. 1998. *Conservation and Biodiversity*. Scientific American Library, no. 59. W. H. Freeman, New York. (Chapter 3)

Dobson, A. 2005. Monitoring global rates of biodiversity change: Challenges that arise in meeting the Convention on Biological Diversity (CBD) 2010 goals. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B*. 360: 229–241. (Chapter 3)

Donald, P. F., F. J. Sanderson, I. J. Burfield, S. M. Bierman, R. D. Gregory, and Z. Waliczky. 2007. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science* 317: 810–813. (Chapters 6, 9)

Donath, T. W., S. Bissels, N. Hölzel and A. Otte. 2007. Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice: Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* 138: 224–234. (Chapter 6)

Donlan, J. and 11 others. 2006. Re-wilding North America. *Nature* 436: 913–914. (Chapter 6)

Donoghue, M. J. and W. S. Alverson. 2000. A new age of discovery. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 87: 110–126. (Chapter 2)

Donovan, T. M. and C. W. Welden. 2002. *Spreadsheet Exercises in Conservation Biology and Landscape*

Ecology. Sinauer Associates, Sunderland, MA. (Chapter 6)

Drayton, B. and R. B. Primack. 1996. Plant species lost in an isolated conservation area in metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conservation Biology* 10: 30–40. (Chapter 5)

Drayton, B. and R. B. Primack. 1999. Experimental extinction of garlic mustard (*Alliaria petiolata*) populations: Implications for weed science and conservation biology. *Biological Invasions* 1: 159–167. (Chapter 5)

Driscoll, C. T. and 7 others. 2007. Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the northeastern United States. *BioScience* 57: 17–28. (Chapter 4)

Driscoll, D. A. 1999. Genetic neighbourhood and effective population size for two endangered frogs. *Biological Conservation* 88: 221–229. (Chapters 4, 5)

Dudley, R. K. and S. P. Platania. 2007. Flow regulation and fragmentation imperil pelagicspawning riverine fishes. *Ecological Applications* 17: 2074–2086. (Chapter 4)

Duncan, J. R. and J. L. Lockwood. 2001. Extinction in a field of bullets: A search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biological Conservation* 102: 97–105. (Chapter 5)

Dwyer, J. C. and I. D. Hodge. 1996. *Countryside in Trust: Land Management by Conservation, Recreation and Amenity Organizations*. John Wiley and Sons, Chichester, UK. (Chapter 9)

Edgar, G. J., C. R. Samson, and N. S. Barrett. 2005. Species extinction in the marine environment: Tasmania as a regional example of overlooked losses in biodiversity. *Conservation Biology* 19: 1294–1300. (Chapter 5)

Ehrenfeld, D. W. 2005. Sustainability: Living with the imperfections. *Conservation Biology* 19: 33–35. (Chapter 9)

Ehrlich, P. R. and L. H. Goulder. 2007. Is current consumption excessive? [illegible] indications for the United States. *Conservation Biology* 21: 1145–1154. (Chapter 4)

Elkinton, J. S., D. Parry, and G. H. Boettner. 2006. Implicating an introduced generalist parasitoid in the invasive browntail moth's enigmatic demise. *Ecology* 87: 2664–2672. (Chapter 4)

Ellison, K. 2003. A question of faith. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 56. (Chapter 3)

Ellison, K. 2004. Mercury rising. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 56. (Chapter 4)

Emerton, L. 1999. *Balancing the Opportunity Costs of Wildlife Conservation for Communities around Lake Mburo National Park, Uganda*. International Institute for Environment and Development, London. (Chapter 3)

Epps, C. W., J. D. Wehausen, V. C. Bleich, S. G. Torres, and J. S. Brashares. 2007. Optimizing dispersal and corridor models using landscape genetics. *Journal of Applied Ecology* 44: 714–724. (Chapter 6)

Epps, C. W., P. J. Palsboll, J. D. Wehausen, G. K. Goderick, R. R. Ramey, and D. R. McCullough. 2005. Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters* 8: 1029–1038. (Chapter 6)

Ervin, J. 2003. Rapid assessment of protected area management effectiveness in four countries. *BioScience* 53: 833–841. (Chapter 7)

Erwin, D. H. 1994. The Permo–Triassic extinction. *Nature* 367: 231–236. (Chapter 5)

Ewers, R. M. and R. K. Didham. 2007. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal popluation size. *Conservation Biology* 21: 926–936. (Chapter 7)

Facon, B., B. J. Genton, J. Shykoff, P. Jarne, A. Estoup, and P. David. 2006. A general ecoevolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 130–135. (Chapter 4)

Faeth, S. H., P. S. Warren, E. Shochat, and W. A. Marussich. 2005. Trophic dynamics in urban communities. *BioScience* 55: 399–407. (Chapter 2)

Falk, D. A., Palmer, M. A. and J. B. Zedler (eds.). 2006. *Foundations of Restoration Ecology: The Science and Practice of Ecological Restoration.* Island Press, Washington, D.C. (Chapter 8)

Fanshawe, S., G. R. Vanblaricom, and A. A. Shelly. 2003. Restored top carnivores as detriments to the performance of marine protected areas intended for fishery sustainability: A case study with red abalones and sea otters. *Conservation Biology* 17: 273–283. (Chapter 6)

Farnsworth, E. J. and D. E. Ogurcak. 2006. Biogeography and decline of rare plants in New England: Historical evidence and contemporary monitoring. *Ecological Applications* 16: 1327–1337. (Chapter 5)

Ferraz, G., G. J. Russell, P. C. Stouffer, R. O. Bierregaard, S. L. Pimm, and T. E. Lovejoy. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 100: 14069–14073. (Chapter 5)

Field, K. J., C. R. Tracy, P. A. Medica, R. W. Marlow, and P. S. Corn. 2007. Return to the wild: Translocation as a tool in conservation of the Desert Tortoise *(Gopherus agassizii). Biological Conservation* 136: 232–245. (Chapter 6)

Fischer, A. and R. van der Wal. 2007. Invasive plant suppresses charismatic seabird: The construction of attitudes towards biodiversity management options. *Biological Conservation* 135: 256–267. (Chapter 3)

Fischer, J. and D. B. Lindenmayer. 2000. An assessment of published results of animal relocations. *Biological Conservation* 96: 1–11. (Chapter 6)

Fisk, M. R., S. J. Giovannoni, and I. H. Thorseth. 1998. Alteration of oceanic volcanic glass: Textural evidence of microbial activity. *Science* 281: 978–980. (Chapter 2)

Foley, J. A. and 10 others. 2007. Amazonia revealed: Forest degradation and loss of ecosystem goods and services in the Amazon Basin. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 25–32. (Chapter 3)

Fontaine, B. and 70 others. 2007. The European Union's 2010 target: Putting rare species in focus. *Biological Conservation* 139: 167–185. (Chapters 6, 7)

Foster, S. J. and A. C. J. Vincent. 2005. Enhancing sustainability of the international trade in seahorses with a single minimum size limit. *Conservation Biology* 19: 1044–1050. (Chapter 4)

Fox, J. and A. Nino-Murcia. 2005. Status of species conservation banking in the United States. *Conservation Biology* 19: 996–1007. (Chapter 9)

Frankham, R. 1995. Inbreeding and conservation: A threshold effect. *Conservation Biology* 9: 792–799. (Chapter 5)

Frankham, R. 2005. Genetics and extinction. *Biological Conservation* 126: 131–140. (Chapter 5)

Franklin, I. R. 1980, Evolutionary change in small populations. *In* M. E. Soulé and B. A. Wilcox (eds.), *Conservation Biology: An Evolutionary-Ecological Perspective*, pp. 135–149. Sinauer Associates, Sunderland, MA. (Chapter 5)

Friedlander, A. M., E. K. Brown, and M. E. Monaco. 2007, Coupling ecology and GIS to evaluate efficacy of marine protected areas in Hawaii. *Ecological Applications* 17: 715–730. (Chapter 7)

Fuller, D. O., T. C. Jessup, and A. Salim. 2004. Loss of forest cover in Kalimantan, Indonesia since the 1997–1998 El Niño. *Conservation Biology* 18: 249–254. (Chapter 4)

Funch, P. and R. Kristensen. 1995. Cycliophora is a new phylum with affinities to Entoprocta and Ectoprocta (*Symbion pandora*). *Nature* 378: 711–714. (Chapter 2)

Gabriel, D., I. Roschewitz, T. Tscharntke, and C. Thies. 2006. Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications* 16: 2011–2021. (Chapter 2)

Galbraith, C. A., P. V. Grice, G. P. Mudge, S. Parr, and M. W. Pienkowski. 1998. The role of statutory bodies in ornithological conservation. *Ibis* 137: S224–S231. (Chapter 1)

Gardner, T. A., J. Barlow, and C. A. Peres. 2007. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 138: 166–179. (Chapter 4)

Gaston, K. J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405: 220–227. (Chapter 2)

Gaston, K. J. and J. I. Spicer. 2004. *Biodiversity: An Introduction*, 2nd ed. Blackwell, Oxford. (Chapter 2)

Gerber, L. R. 2006. Including behavioral data in demographic models improves estimates of population viability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 419–427. (Chapter 5)

Gerrodette, T. and W. G. Gilmartin. 1990. Demographic consequences of changing pupping and hauling sites of the Hawaiian monk seal. *Conservation Biology* 4: 423–430. (Chapter 6)

Gersen, H., B. Cudmore, N. E. Mandrak, L. D. Coote, K. Farr, and G. Baillargeon. 2008. Monitoring international wildlife trade with coded species data. *Conservation Biology* 22: 4–7. (Chapter 2)

Gigon, A., R. Langenauer, C. Meier, and B. Nievergelt. 2000. Blue Lists of threatened species with stabilized or increasing abundance: A new instrument for conservation. *Conservation Biology* 14: 402–413. (Chapter 6)

Gillespie, T. W., A. Grijalva, and C. N. Farris. 2000. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology* 147: 37–47. (Chapter 4)

Gilman, E., D. Kobayashi, T. Swenarton, N. Brothers, P. Dalzell, and I. Kinan-Kelly. 2007. Reducing sea turtle interactions in the Hawaii-based longline swordfish fishery. *Biological Conservation* 139: 19–28. (Chapter 4)

Gilpin, M. E. and M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: Processes of species extinction. *In* M. E. Soulé (ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*, pp. 19–34. Sinauer Associates, Sunderland, MA. (Chapter 5)

Ginsberg, J. 2002. CITES at 30, or 40. *Conservation Biology* 16: 1184–1191. (Chapter 6)

Gleason, M. G., M. S. Merrifield, C. Cook, A. L. Davenport, and R. Shaw. 2006. Assessing gaps in marine conservation in California. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 249–258. (Chapter 7)

Goldberg, T. L., E. C. Grant, K. R. Inendino, T. W. Kassler, J. E. Claussen, and D. P. Philipp. 2005. Increased infectious disease susceptibility resulting from outbreeding depression. *Conservation Biology* 19: 455–462. (Chapter 5)

Goldburg, R. and R. Naylor. 2005. Future seascapes, fishing, and fish farming. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 21–28. (Chapter 3)

Gonzalez-Abraham, C. E., V. C. Radeloff, T. J. Hawbaker, R. B. Hammer, S. I. Stewart, and M. K. Clayton. 2007. Patterns of houses and habitat loss from 1937 to 1999 in northern Wisconsin, USA. *Ecological Applications* 17: 2011–2023. (Chapter 4)

Goodall, J. 1971/2000. *In the Shadow of Man*. Houghton Mifflin/Mariner Books, New York. (Chapter 5)

Gore, A. 2006. *An Inconvenient Truth*. Rodale Books, New York.

Graham, N. A. J. and 6 others. 2007. Lag effects in the impacts of mass coral bleaching on coral reef fish, fisheries, and ecosystems. *Conservation Biology* 21: 1291–1300. (Chapter 4)

Grassle, J. F. 2001. Marine ecosystems. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 4, pp. 13–26. Academic Press, San Diego. (Chapter 2)

Greathouse, E. A., C. M. Pringle, W. H. McDowell, and J. G. Holmquist. 2006. Indirect upstream effects of dams: Consequences of migratory consumer extirpation in Puerto Rico. *Ecological Applications* 16: 339–352. (Chapter 7)

Greiner, R., and A. Lankester. 2007. Supporting onfarm biodiversity conservation through debtfor-conservation swaps: Concept and critique. *Land Use Policy* 24: 458–471. (Chapter 9)

Grenier, M. B., D. B. McDonald, S. W. Buskirk. 2007.

Rapid population growth of a critically endangered carnivore. *Science* 317: 779. (Chapter 6)

Grimm, N. B. and 6 others. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760. (Chapters 4, 9)

Groom, M. J., G. K. Meffe, and C. R. Carroll (eds.). 2006. *Principles of Conservation Biology*, 3rd ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA. (Chapters 2, 3, 5)

Groombridge, B. and M. D. Jenkins. 2002. *World Atlas of Biodiversity: Earth's Living Resources in the 21st Century*. University of California Press, Berkeley. (Chapter 2)

Grumbine, R. E. 2007. China's emergence and the prospects for global sustainability. *BioScience* 57: 249–255. (Chapter 4)

Guerrant, E. O. 1992. Genetic and demographic considerations in the sampling and reintroduction of rare plants. *In* P. L. Fiedler and S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 321–344. Chapman and Hall, New York. (Chapter 5)

Guerrant, E. O., K. Havens, and M. Maunder. 2004. *Ex Situ Conservation: Supporting Species Survival in the Wild*. Island Press, Washington, D.C. (Chapter 6)

Gullison, R. E. and 10 others. 2007. Tropical forests and climate policy. *Science* 316: 985–986. (Chapters 4, 9)

Gunnarsson, U. and L. Söderström. 2007. Can artificial introductions of diaspore fragments work as a conservation tool for maintaining populations of the rare peatmoss *Sphagnum angermanicum? Biological Conservation* 135: 450–458. (Chapter 6)

Gurd, D. B. 2006. Variation in species losses from islands: Artifacts, extirpation rates, or prefragmentation diversity? *Ecological Applications* 16: 176–185. (Chapter 5)

Guzman, H. M., C. Guevara, and A. Castillo. 2003. Natural disturbances and mining of Panamanian coral reefs by indigenous people. *Conservation Biology* 17: 1396–1401. (Chapter 7)

Hagen, A. N. and K. E. Hodges. 2006. Resolving critical habitat designation failures: Reconciling law, policy, and biology. *Conservation Biology* 20: 399–407. (Chapter 6)

Haig, D.W., E. McCartain, L. Barber, and J. Backhouse. 2007. Triassic-lower Jurassic foraminiferal indices for Bahaman-type carbonate bank limestones, Cablac Mountain, East Timor. *Journal of Foraminiferal Research* 37: 248–264. (Chapter 2)

Halfar J. and R. M. Fujita. 2007. Danger of deepsea mining. *Science* 316: 987. (Chapter 4)

Halpern, B. S., K. A. Selkoe, F. Micheli, and C. V. Kappel. 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology* 21: 1301–1315. (Chapters 4, 8)

Hammond, P. M. 1992. Species inventory. *In* B. Groombridge (ed.), *Global Diversity: Status of the Earth's Living Resources*, pp. 17–39. Chapman and Hall, London. (Chapter 2)

Hannah, L. and 7 others. 2007. Protected area needs in a changing climate. *Erontiers in Ecology and the Environment* 5: 131–138. (Chapter 4)

Hardin G. 1968 . The tragedy of the commons. *Science* 162:1243–7. (Chapter 3)

Hardin, G. 1985. *Filters against Folly: How to Survive Despite Economists, Ecologists and the Merely Eloquent*. Viking Press, New York. (Chapter 3)

Harmon, D. and A. Putney (eds.). 2003. *The Full Value of Parks: From Economics to the Intangible*. Rowman & Littlefield Publishers, Lanham, MD. (Chapter 3)

Harris, G. and S. L. Pimm. 2008. Range size and extinction risk in forest birds. *Conservation Biology* 22: 163–171. (Chapter 5)

Harrison, I. J. and M. L. J. Stiassny. 1999. The quiet crisis: A preliminary listing of the freshwater fishes of the world that are extinct or "missing in action." *In* R. D. E MacPhee (ed.), *Extinctions in Near Time*, pp. 271–329. Kluwer Academic/Plenum Publishers,

New York. (Chapter 4)

Harrop, S. R. 1999. Conservation regulation: A backward step for biodiversity? *Biodiversity and Conservation* 8: 679–707. (Chapter 7)

Hart, J. and T. Hart. 2003. Rules of engagement for conservation. *Conservation in Practice* 4: 14–22. (Chapter 4)

Hart, M. M. and J. T. Trevors. 2005. Microbe management: Application of mycorrhizal fungi in sustainable agriculture. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 533–539. (Chapter 3)

Harvell, D. and 16 others. 2004. The rising tide of ocean diseases: Unsolved problems and research priorities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 375–382. (Chapter 4)

Hedges, S., M. J. Tyson, A. F. Sitompul, M. E Kinnaird, D. Gunaryadi, and Asian. 2005. Distribution, status, and conservation needs of Asian elephants (*Elephas maximus*) in Lampung Province, Sumatra, Indonesia. *Biological Conservation* 124: 35–48. (Chapter 5)

Helfield, J. M., S. J. Capon, C. Nilsson, R. Jansson and D. Palm. 2007. Restoration of rivers used for timber floating: Effects on riparian plant diversity. *Ecological Applications* 17: 840–851. (Chapter 8)

Hemley, G. (ed.). 1994. *International Wildlife Trade: A CITES Sourcebook*. Island Press, Washington, D.C. (Chapter 4)

Hilborn, R., F. Micheli, and G. A. De Leo. 2006. Integrating marine protected areas with catch regulation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 642–649. (Chapter 4)

Hilty, J. A. and A. M. Merenlender. 2004. Use of riparian corridors and vineyards by mammalian predators in northern California. *Conservation Biology* 18: 126–135. (Chapter 7)

Holdsworth, A. R., L. E. Frelich, and P. B. Reich. 2007. Regional extent of an ecosystem engineer: Earthworm invasion in northern hardwood forests. *Ecological Applications* 17: 1666–1677. (Chapter 4)

Hopfensperger K. N., K. A. M. Engelhardt, and S. W. Seagle. 2006. The use of case studies in establishing feasibility for wetland restoration. *Restoration Ecology* 14: 578–586.

Houston, D., K. Mcinnes, G. Elliott, D. Eason, R. Moorhouse, and J. Cockrem. 2007. The use of a nutritional supplement to improve egg production in the endangered kakapo. *Biological Conservation* 138: 248–255. (Chapter 6)

Howald, G. and 11 others. 2007. Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology* 21: 1258–1268. (Chapter 4)

Howarth, W. 2001. Literary perspectives on biodiversity. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 3, pp. 739–746. Academic Press, San Diego. (Chapter 3)

Hu, H., W. Liu, and M. Cao. 2008. Impact of land use and land cover changes on ecosystem services in Menglun, Xishuangbanna, Southwest China. *Environmental Monitoring and Assessment* 146: 147–156. (Chapter 4)

Huang, Y., Zhang, C. Q., Li, D. Z. 2009. Low genetic diversity and high genetic differentiation in the critically endangered Omphalogramma souliei (Primulaceae): implications for its conservation. *Journal of Systematics and Evolution* 47: 103–109. (Chapter 5)

Hughes, J. B. and J. Roughgarden. 2000. Species diversity and biomass stability. *American Naturalist* 155: 618–627. (Chapter 5)

Hulse, D. and R. Ribe. 2000. Land conversion and the production of Wealth. *Ecological Applications* 10: 679–682. (Chapter 3)

Huste, A. and T. Boulinier. 2007. Determinants of local extinction and turnover rates in urban bird communities. *Ecological Applications* 17: 168–180. (Chapter 4)

Huston, M. A. 1994. *Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge. (Chapter 2)

Hwang, S. S, J. Xi, Y. Cao, X. Feng, and X. Qiao.

2007. Anticipation of Migration and Psychological Stress and the Three Gorges Dam Project, China. *Social Science and Medicine* 65: 1012–1024. (Chapter 4)

IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of working group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovermental Panes on Climate Change.* S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H. L. Miller (eds.). Cambridge University Press, Cambridge. (Chapters 3, 4)

IUCN. 2001. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version* 3.1. IUCN Species Survival Commision. IUCN, Gland, Switzerland. (Chapter 6)

Jablonski, D. 1986. Background and mass extinctions: the alternation of macroevolutionary regimes. *Science* 231: 129–133. (Chapter 5)

Jacobson, S. K. 2006. The importance of public education for biological conservation. *In* M. J. Groom, G. K. Meffe, and C. R. Carroll (eds.), *Principles of Conservation Biology*, 3rd ed., pp. 681–683. Sinauer Associates, Sunderland, MA. (Chapters 8, 9)

Jacobson, S. K., M. D. McDuff, and M. C. Monroe. 2006. *Conservation Education and Outreach Techniques*. Oxford University Press, Oxford. (Chapter 9)

Jacquemyn, H., R. Brys, M. Hermy, and J. H. Willems. 2007. Long-term dynamics and population viability in one of the last populations of the endangered *Spiranthes spiralis* (Orchidaceae) in the Netherlands. *Biological Conservation* 134: 14–21. (Chapter 5)

Jaffe, M. 1994. *And No Birds Sing: A True Ecological Thriller Set in a Tropical Paradise.* Simon and Schuster, New York. (Chapter 4)

Jamieson, I. G., G. P. Wallis, and J. V. Briskie. 2006. Inbreeding and endangered species management: Is New Zealand out of step with the rest of the world? *Conservation Biology* 20: 38–47. (Chapter 5)

Janmanch. 2004. World Bank resumes lending for big dams in India. *Janmanch*. April 22, 2004. (Chapter 9)

Janzen, D. H. 2000. How to grow a wildland: The gardenification of nature. *In* P. H. Raven and T. Williams (eds.), *Nature and Human Society*, pp. 521–529. National Academy Press, Washington, D.C. (Chapter 8)

Janzen, D. H. 2001. Latent extinctions—the living dead. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 3, pp. 689–700. Academic Press, San Diego. (Chapter 5)

Jenkins, M., S. J. Scherr, and M. Inbar. 2004. Markets for biodiversity services: Potential roles and challenges. *Environment* 46: 33–42. (Chapter 3)

Jentsch, A., J. Kreyling, and C. Beierkuhnlein. 2007. A new generation of climate-change experiments: Events, not trends. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 365–374. (Chapter 4)

Jin, Y. G., Wang, Y., Wang, W., Shang, Q. H., Cao, C. Q., Erwin, D. H. 2000. Pattern of marine mass extinction near the Permian-Triassic boundary in South China. *Science* 289: 432–436. (Chapter 5)

Johnson, J. A. and P. O. Dunn. 2006. Low genetic variation in the heath hen prior to extinction and implications for the conservation of prairie-chicken populations. *Conservation Genetics* 7: 37–48. (Chapter 5)

Jones, H. L. and J. M. Diamond. 1976. Short-time-base studies of turnover in breeding birds of the California Channel Islands. *Condor* 76: 526–549. (Chapter 5)

Jones, K. E. and 6 others. 2008. Global trends in emerging infectious diseases. *Nature* 451: 990–993. (Chapter 4)

Jovan, S. and B. McCune. 2005. Air-quality bioindication in the greater central valley of California, with epiphytic macrolichen communities. *Ecological Applications* 15: 1712–1726. (Chapter 3)

Kahn, P. H., Jr. and S. R. Kellert (eds.). 2002. *Children and Nature: Psychological, Sociocultural, and Evolutionary Investigations.* MIT Press, Cambridge, MA. (Chapter 3)

Keeton, W. S., C. E. Kraft, and D. R. Warren. 2007. Mature and old-growth riparian forests: Structure,

dynamics, and effects on Adirondack stream habitats. *Ecological Applications* 17: 852–868. (Chapter 7)

Keisecker, J. M. and 11 others. 2007. Conservation easements in context: A quantitative analysis of their use by The Nature Conservancy. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 125–130. (Chapter 9)

Keller, R. P. and D. M. Lodge. 2007. Species invasions from commerce in live aquatic organisms: Problems and possible solutions. *BioScience* 57: 428–436. (Chapter 4)

Keller, R. P., K. Frang, and D. M. Lodge. 2008. Preventing the spread of invasive species: Economic benefits of intervention guided by ecological predictions. *Conservation Biology* 22: 80–88. (Chapter 4)

Kellert, S. R. and E. O. Wilson (eds.). 1993. *The Biophilia Hypothesis*. Island Press, Washington, D.C. (Chapter 1)

Kellert, S. R. and T. J. Farnham. 2002. *The Good in Nature and Humanity: Connecting Science, Religion, and Spirituality with the Natural World*. Island Press, Washington, D.C. (Chapter 3)

Kindvall, O. and U. Gärdenfors. 2003. Temporal extrapolation of PVA results in relation to the IUCN Red List criterion E. *Conservation Biology* 17: 316–321. (Chapter 6)

Kissui, B. M. and C. Packer. 2004. Top-down population regulation of a top predator: Lions in the Ngorongoro Crater. *Proceedings of the Royal Society of London: Biological Sciences* 271: 1867–1874. (Chapters 4, 5)

Knapp, R. A., C. P. Hawkins, J. Ladau, and J. G. McClory. 2005. Fauna of Yosemite National Park lakes has low resistance but high resilience to fish introductions. *Ecological Applications* 15: 835–847. (Chapter 2)

Knight, A. T. and 17 others. 2007. Improving the key biodiversity areas approach for effective conservation planning. *BioScience* 57: 256–261. (Chapter 7)

Knight, A. T. and R. M. Cowling. 2007. Embracing opportunism in the sel[illegible] areas. *Conservation Biology* 21: 1124–1126. (Chapter 7)

Kobori, H. and R. Primack. 2003. Participatory conservation approaches for Satoyama: The traditional forest and agricultural landscape of Japan. *Ambio* 32: 307–311. (Chapter 7)

Koch, P. L. and A. D. Barnosky. 2006. Late quaternary extinctions: State of the debate. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37: 215–250. (Chapter 5)

Koontz, T. M. and J. Bodine. 2008. Implementing ecosystem management in public agencies: Lessons from the U.S. Bureau of Land Management and the Forest Service. *Conservation Biology* 22: 60–69. (Chapters 7, 8)

Kremen, C. and R. S. Ostefeld. 2005. A call to ecologists: Measuring, analyzing and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 539–548. (Chapter 3)

Kunz, T. H. and 8 others. 2007. Ecological impacts of wind energy development on bats: Questions, research needs, and hypotheses. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 315–324. (Chapter 9)

Kuparinen, A., F. Schurr, O. Tackenberg, and R. B. O'Hara. 2007. Air-mediated pollen flow from genetically modified to conventional crops. *Ecological Applications* 17: 431–440. (Chapter 4)

Lahaye, R. and 9 others. 2008. DNA barcoding the floras of biodiversity hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 105: 2923–2928. (Chapter 2)

Laiolo, P. 2004. Diversity and structure of the bird community overwintering in the Himalayan subalpine zone: Is conservation compatible with tourism? *Biological Conservation* 115: 251–262. (Chapter 3)

Lalas, C., H. Ratz, K. McEwan and S. D. McConkey. 2007. Predation by New Zealand sea lions (*Phocarctos hookeri*) as a threat to the viability of yellow-eyed penguins (*Megadyptes antipodes*) at Otago Peninsula, New Zealand. *Biological Conser-*

vation 135: 235−246. (Chapter 7)

Lambshead, J. and P. Schalk. 2001. Invertebrates, marine, overview. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 3, pp. 543−560. Academic Press, San Diego. (Chapter 2)

Lamoreux, J. F. and 6 others. 2006. Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212−214. (Chapters 2, 7)

Lampilla, P., M. Monkkonen, and A. Desrochers. 2005. Demographic responses by birds to forest fragmentation. *Conservation Biology* 19: 1537−1546. (Chapter 4)

Laporte, N. T., J. A. Stabach, R. Grosch, T. S. Lin, and S. J. Goetz. 2007. Expansion of industrial logging in Central Africa. *Science* 316: 1451. (Chapters 2, 4)

Laurance, S. G. and W. F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: Use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. *Biological Conservation* 91: 231−239. (Chapter 7)

Laurance, W. F. 2007. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? *Trends in Ecology and Evolution* 22: 65−70. (Chapters 4, 5)

Laurance, W. F. and 7 others. 2001. The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438−439.

Laurance, W. F. and 7 others. 2006. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conservation Biology* 20: 1251−1261. (Chapter 4)

Laurance, W. F. and 9 others. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: A 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605−618. (Chapter 4)

Laurance, W. F. and R. C. Luizão. 2007. Driving a wedge into the Amazon. *Nature* 448: 409−10. (Chapter 4)

Lee, T, M., N. S. Sodhi, and D. M. Prawiradilaga. 2007. The importance of protected areas for the forest and endemic avifauna of Sulawesi (Indonesia). *Ecological Applications* 17: 1727−1741. (Chapter 7)

Legendre P., D. Borcard, and P. R. Peres-Neto. 2005. Analyzing beta diversity: Partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75: 435−450. (Chapter 2)

Lei, R. H., Hu, Z. A., Jiang, Z. G., Yang, W. L. 2003. Phylogeography and genetic diversity of the critically endangered Przewalski's gazelle. *Animal Conservation* 6: 361–367. (Chapter 5)

Leopold, A. 1949. *A Sand County Almanac*. Oxford University Press, New York. (Chapter 1)

Lepczyk, C. A., A. G. Mertig, and J. Liu. 2003. Landowners and cat predation across rural-to-urban landscapes. *Biological Conservation* 115: 191−201. (Chapter 4)

Lerner, J., J. Mackey, and F. Casey. 2007. What's in Noah's wallet? Land conservation spending in the United States. *BioScience* 57: 419−423. (Chapters 7, 9)

Levin, S. A. (ed.). 2001. *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego. (Chapter 2)

Levin, S. A. and J. Lubchenco. 2008. Resilience, robustness, and marine ecosystem-based management. *BioScience* 58:27−32 (Chapters 7, 8)

Levy, S. 2007. Cannery Row revisited. Impacts of overfishing on the Pacific. *BioScience* 57: 8−13. (Chapter 2)

Li, H., T. M. Aide, Y. Ma, W. Liu, and M. Cao. 2007. Demand for rubber is causing the loss of high diversity rain forest in southwest China. *Biodiversity and Conservation* 16: 1731−1745. (Chapter 4)

Li, H., Y. Ma, T. M. Aide, and W. Liu. 2008. Past, present and future land-use in Xishuangbanna, China and the implications for carbon dynamics. *Forest Ecology and Management* 255: 16−24. (Chapter 4)

Li, Y. M., and D. S. Wilcove. 2005. Threats to vertebrate species in China and the United States. *BioScience* 55: 148–153. (Chapter 4)

Lindsey, P. A., P. A. Roulet and S. S. Romañach. 2007. Economic and conservation significance of the trophy hunting industry in sub-Saharan Africa. *Biological Conservation* 134: 455−469. (Chapter 3)

Lindsey, P. A., R. Alexander, J. T. duToit, and M. G. L. Mills. 2005. The cost efficiency of wild dog conservation in South Africa. *Conservation Biology* 19:

1205–1214. (Chapters 3, 6)

Link, J. S. 2007. Underappreciated species in ecology: "Ugly fish" in the northwest Atlantic Ocean. *Ecological Applications* 17: 2037–2060. (Chapter 4)

Liu, S. S., P. J. De Barro, J. Xu, J. B. Luan, L. S. Zang, Y. M. Ruan, and F. H. Wan. 2007. Asymmetric mating interactions drive widespread invasion and displacement in a whitefly. *Science* 318: 1769–1772. (Chapter 4)

Loder, N. 2007. Arresting evidence. *Conservation Magazine* 8: 12–18. (Chapter 4)

Lodge, D. M. and 11 others. 2006. Biological invasions: Recommendations for US policy and management. *Ecological Applications* 16: 2035–2054. (Chapter 4)

Loucks, C. L. and R. F. Gorman. 2004. Regional ecosystem services and the rating of investment opportunities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 207–216. (Chapter 3)

Louisiana Coastal Wetlands Conservation and Restoration Task Force and the Wetlands Conservation and Restoration Authority. 1998. Coast 2050: *Toward a Sustainable Coastal Louisiana. Louisiana Department of Natural Resources.* Baton Rouge, LA. www. lacoast. gov/Programs/2050/MainReport/report1.pdf Accessed March 10, 2008.

Lövei, G. 2001. Extinctions, modern examples of. 2001. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 2, pp. 731–744. Academic Press, San Diego. (Chapter 5)

Lovelock, J. E. 1988. Gaia complaint - a practitioner of planetary medicifie examines the Earth. *Speculations in Science and Technology* 11(4): 265–272. (Chapter 1)

Lowman, M. D., E. Burgess, and J. Burgess. 2006. *It's a Jungle Up There: More Tales from the Treetops.* Yale University Press, New Haven, CT. (Chapter 2)

MacArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography.* Princeton University Press. Princeton, NJ. (Chapt

MacDougall, A. S., B. R. Beckwith, and C. Y. Maslovat. 2004. Defining conservation strategies with historical perspectives: A case study from a degraded oak grassland system. *Conservation Biology* 18: 455–465. (Chapter 8)

Mace, G. M. and 35 others. 2005. Biodiversity. *In* R. Hassan, R. Scholes, and N. Ash (eds.). *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*, vol. 1, pp. 77–122. Island Press, Washington D.C. (Chapter 5)

Mace, G. M. and J. E. M. Baillie. 2007. The 2010 Biodiversity Indicators: Challenges for science and policy. *Conservation Biology* 21: 1406–1413. (Chapters 6, 9)

MacKenzie, S. H. 1996. *Integrated Resource Planning and Management: The Resource Approach in the Great Lakes Basin.* Island Press, Washington, D.C. (Chapter 8)

Maezono, Y., R. Kobayashi, M. Kusahara, and T. Miyashita. 2005. Direct and indirect effects of exotic bass and bluegill on exotic and native organisms in farm ponds. *Ecological Applications* 15: 638–650. (Chapter 4)

Makarewicz, J. C. and P. Bertram. 1991. Evidence for the restoration of the Lake Erie ecosystem. *BioScience* 41: 216–223.

Malcolm, J. R., C. Liu, R. P. Neilson, L. Hansen, and L. Hannah. 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conservation Biology* 20: 538–548. (Chapter 4)

Malt, J. and D. Lank. 2007. Temporal dynamics of edge effects on nest predation risk for the marbled murrelet. *Biological Conservation* 140: 160–173. (Chapter 4)

Marcovaldi, M. A. and G. G. dei Marcovaldi. 1999. Marine turtles of Brazil: The history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation* 91: 35–41. (Chapter 1)

Marcovaldi, M. A. and M. Chaloupka. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: An

encouraging outlook. *Endangered Species Research* 3: 133−143. (Chapter 1)

Margules, C. and S. Sarkar. 2007. *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press, Cambridge. (Chapter 7)

Markovchick-Nicholls, L. and 6 others. 2008. Relationships between human disturbance and wildlife land use in urban habitat fragments. *Conservation Biology* 22: 99−109. (Chapter 7)

Marris, E. 2007. What to let go. *Nature* 450: 152−155. (Chapter 1)

Martín-López, B., C. Montes, and J. Benayas. 2007. The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 139: 67−82. (Chapter 3)

Maschinski, J., J. E. Baggs, P. E Quintana-Ascencio, and E. S. Menges. 2006. Using population viability analysis to predict the effects of climate change on the extinction risk of an endangered limestone endemic shrub, Arizona Cliffrose. *Conservation Biology* 20: 218−228. (Chapter 6)

Mateo, N., W. Nader, and G. Tamayo. 2001. Bioprospecting. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 1, pp. 471−488. Academic Press, San Diego. (Chapter 3)

Mathiessen, P. 2000. *Tigers in the Snow*. North Point Press, New York. (Chapters 4, 5)

Matthews, A. and D. Worster. 2003. *Where the Buffalo Roam: Restoring America's Great Plains*, 2nd ed. University of Chicago Press, Chicago. (Chapter 8)

Maxted, N. 2001. Ex Situ, In Situ conSerVation. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 2, pp. 683−696. Academic Press, San Diego. (Chapter 6)

Mayfield, M. and G. C. Daily. 2005. Countryside biogeography of Neotropical herbaceous and shrubby plants. *Ecological Applications* 15: 423−439. (Chapter 8)

Mazerolte, M. J., A. Desrochers, and L. Rochefort. 2005. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. *Ecological Applications* 15: 824−834. (Chapter 7)

McCarthy, M. A., C. J. Thompson, and N. S. G. Williams. 2006. Logic for designing nature reserves for multiple species. *American Naturalist* 167: 717−727. (Chapter 7)

McClanahan, T. R., N. A. J. Graham, J. M. Calnan, and M. A. MacNeil. 2007. Toward pristine biomass: Reef fish recovery in coral marine protected areas in Kenya. *Ecological Applications* 17: 1055−1067. (Chapter 7)

McClenachan, L., J. B. C. Jackson, and M. J. H. Newman. 2006. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 290−296. (Chapter 5)

McKibben, B. 1996. What good is a forest? *Audubon* 98: 54−65. (Chapter 3)

McNeely, J. A. 2001. Social and cultural factors. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 5, pp. 285−294. Academic Press, San Diego. (Chapter 1)

McNeely, J. A., K. R. Miller, W. Reid, R. Mittermeier, and T. B. Werner. 1990. *Conserving the World's Biological Diversity*. IUCN, World Resources Institute, CI, WWFUS, the World Bank, Gland, Switzerland and Washington, D.C. (Chapter 3)

McShane, T. O. and M. P. Wells. 2004. *Getting Biodiversity Projects to Work: Towards More Effective Conservation and Development*. Columbia University Press, New York. (Chapter 8)

Meffe, G. C., C. R. Carroll, and contributers. 1997. *Principles of Conservation Biology*, 2nd ed. Sinauer Associates, Sunderland, MA. (Chapter 5)

Menges, E. S. 1990. Population viability analysis for an endangered plant. *Conservation Biology* 4: 52−62. (Chapter 6)

Menges, E. S. 1992. Stochastic modeling of extinction in plant populations. In P. L. Fiedler and S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 253−275. Chapman and Hall,

New York. (Chapter 5)

Merchant, C. 2002. *The Columbia Guide to American Environmental History*. Columbia University Press, New York. (Chapter 1)

Merenlender, A. M., L. Huntsinger, G. Guthey, and S. K. Fairfax. 2004. Land trusts and conservation easement: Who is conserving what for whom? *Conservation Biology* 18: 66–75. (Chapter 9)

Milder, J. C., J. P. Lassoie, and B. L. Bedford. 2008. Conserving biodiversity and ecosystem function through limited development: An empirical evaluation. *Conservation Biology* 22: 70–79. (Chapters 7, 8, 9)

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005a. *Ecosystems and Human Well-Being*. 5 Volumes. Island Press, Covelo, CA. (Chapters 1, 2, 3, 4, 5)

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005b. *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, D.C. (Chapters 1, 2, 3, 4, 5)

Miller, B. and 9 others. 2004. Evaluating the conservation mission of zoos, aquariums, botanical gardens, and natural history museums. *Conservation Biology* 18: 86–93. (Chapter 6)

Miller, K. R. 1996. *Balancing the Scales: Guidelines for Increasing Biodiversity's Chances through Bioregional Management*. World Resources Institute, Washington, D.C. (Chapter 8)

Miller-Rushing, A. and R. Primack. 2004. Climate change and plant conservation. *Plant Talk* 35: 34–38. (Chapter 4)

Miller-Rushing, A. J., R. B. Primack, D. Primack, and S. Mukunda. 2006. Photographs and herbarium specimens as tools to document phenological changes in response to global warming. *American Journal of Botany* 93: 1667–1674. (Chapter 4)

Mittermeier, R. A. and 9 others. 2005. *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Conservation International. W[illegible]

Mittermeier, R. A., N. Myers, P. R. Gil, and C. G. Mittermeier. 1999. *Hotspots: Earth's Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Agrupacion Sierra Madre, S.C., Mexico City. (Chapter 7)

Moore, K. D. 2007. In the shadow of the cedars: The spiritual values of old-growth forests. *Conservation Biology* 21: 1120–1123. (Chapter 3)

Morell, V. 1999. The variety of life. *National Geographic* 195 (February): 6–32. (Chapters 1, 2)

Moyle, P. B. and J. J. Cech Jr. 2004. *Fishes: An Introduction to Ichthyology*, 5th ed. Prentice-Hall, New Jersey. (Chapter 5)

Mumby, P. J. and 13 others. 2006. Fishing, trophic cascades, and the process of grazing on coral reefs. *Science* 311: 98–101. (Chapter 2)

Musiani, M. and 8 others. 2003. Wolf depredation trends and the use of fladry barriers to protect livestock in western North America. *Conservation Biology* 17: 1538–1547. (Chapter 6)

Muths, E. and M. P. Scott. 2000. American burying beetle (*Nicrophorus americanus*). *In* R. P. Reading and B. Miller (eds.), *Endangered Animals*, pp. 10–15. Greenwood Press, Westport, CT. (Chapter 5)

Myers, N. 1993. Sharing the earth with whales. *In* L. Kaufman and K. Mallory (eds.), *The Last Extinction*, pp. 179–194. MIT Press, Cambridge, MA. (Chapter 4)

Myers, N. and J. Kent. 2001. *Perverse Subsidies: How Tax Dollars Can Undercut the Environment and the Economy.* Island Press, Washington, D.C. (Chapter 3)

Myers, N. and J. Kent. 2004. *New Consumers: The Influence of Affluence on the Environment.* Island Press, Washington, D.C. (Chapter 4)

Naess, A. 1989. *Ecology, Community and Lifestyle*. Cambridge University Press, Cambridge. (Chapter 3)

Naess, A. 2008. *The Ecology of Wisdom: Writings by Arne Naess*. A. Drengson and B. Devall (eds.). Counterpoint, Berkeley, CA. (Chapter 3)

Naidoo, R., A. Balmford, P. J. Ferraro, S. Polasky, T. H. Ricketts, and M. Rouget. 2006. Integrating economic

costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 681–687. (Chapters 3, 7)

Nee, S. 2003. Unveiling prokaryotic diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 62–63. (Chapter 2)

Neff, J. C., R. L. Reynolds, J. Belnap, and P. Lamothe. 2005. Multi-decadal impacts of grazing on soil physical and biogeochemical properties in southeast Utah. *Ecological Applications* 15: 87–95. (Chapter 4)

Nellemann, C., I. Vistnes, P. Jordhoy, and O. Strand. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads, and resorts. *Biological Conservation* 101: 351–360. (Chapter 4)

Nepstad, D. and 10 others. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology* 20: 65–73. (Chapters 4, 8)

Newmark, W. D. 1995. Extinction of mammal populations in western North American national parks. *Conservation Biology* 9: 512–527. (Chapter 7)

Nichols, J. D. and B. K. Williams. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 668–673. (Chapter 7)

Nicholson, E. and H. P. Possingham. 2007. Making conservation decisions under uncertainty for the persistence of multiple species. *Ecological Applications* 17: 251–265. (Chapter 7)

Nicholson, T. E., K. A. Mayer, M. M. Staedler, and A. B. Johnson. 2007. Effects of rearing methods on survival of released free-ranging juvenile southern sea otters. *Biological Conservation* 138: 313–320. (Chapter 6)

Niemi, G. J. and M. E. McDonald. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology and Systematics* 35: 89–111. (Chapter 4)

Nol, E., C. M. Francis, and D. M. Burke. 2005. Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conservation Biology* 19: 836–844. (Chapter 7)

Norris, S. 2007. Ghosts in our midst: Coming to terms with amphibian extinctions. *BioScience* 57: 311–316. (Chapters 4, 5)

Noss, R. E 1992. Essay: Issues of scale in conservation biology. *In* P. L. Fiedler and S. K. Jain (eds.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, pp. 239–250. Chapman and Hall, New York. (Chapter 3)

Noss, R. F., E. T. La Roe, III, and J. M. Scott. 1995. *Endangered Ecosystems of the United States: A Preliminary Assessment of Loss and Degradation.* Biological Report 28. U.S. Department of Interior, National Biological Service, Washington, D.C. (Chapter 4)

Novotny, V. and 15 others. 2007. Low beta diversity of herbivorous insects in tropical forests. *Nature* 448: 692–695. (Chapter 2)

Nyhus, P., H. Fischer, F. Madden, and S. Osofsky. 2003. Taking the bite out of wildlife damage: The challenges of wildlife compensation schemes. *Conservation in Practice* 4: 37–40. (Chapter 6)

Odell, J., M. E. Mather, and R. M. Muth. 2005. A biosocial approach for analyzing environmental conflicts: A case study of horseshoe crab allocation. *BioScience* 55: 735–748. (Chapter 3)

Office of Technology Assessment of the U.S. Congress (OTA). 1993. *Harmful Non-Indigenous Species in the United States. OTA-F-565*. U.S. Government Printing Office, Washington D.C. (Chapter 4)

Olsson, O. 2007. Genetic origin and success of reintroduced white storks. *Conservation Biology* 21: 1196–1206. (Chapter 6)

Orr, D. W. 2007. Optimism and hope in a hotter time. *Conservation Biology* 21: 1392–1395. (Chapter 1)

Osterlind, K. 2005. Concept formation in environmental education: 14-year olds' work on the intensified greenhouse. *International Journal of Science Education* 27: 891–908. (Chapter 3)

Ozaki, K., M. Isono, T. Kawahara, S. Iida, T. Kudo, and K. Fukuyama. 2006. A mechanistic approach to evaluation of umbrella species as conservation surrogates. *Conservation Biology* 20: 1507–1515.

(Chapter 7)

Palmer, T. M., M. L. Stanton, T. P. Young, J. R. Goheen, R. M. Pringle, and R. Karban. 2008. Breakdown of an ant-plant mutualism follows the loss of large herbivores from and African savanna. *Science* 319: 192–195. (Chapter 2)

Pardini, R., S. M. de Souza, R. Braga-Neto, and J. P. Metzger. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 12: 253–266. (Chapter 7)

Parker, J. D., D. E. Burkepile, and M. E. Hay. 2006. Opposing effects of native and exotic herbivores on plant invasions. *Science* 311: 1459–1461. (Chapter 4)

Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 637–669. (Chapter 4)

Parmesan, C. and G. Yohe. 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42. (Chapter 4)

Parr, C. L. and A. N. Andersen. 2006. Patch mosaic burning for biodiversity conservation: A critique of the pyrodiversity paradigm. *Conservation Biology* 20: 1610–1619. (Chapter 7)

Peakall, R., D. Ebert, L. J. Scott, P. F. Meagher, and C. A. Offord. 2003. Comparative genetic study confirms exceptionally low genetic variation in the ancient and endangered relictual conifor, *Wollemia nobilis* (Araucariaceae). *Molecular Ecology* 12: 2331–2343. (Chapter 5)

Pearce F., 2006. *When the Rivers Run Dry: Water - The Defining Crisis of the Twenty-First Century.* Beacon Press. Boston. MA.

Peery. M. Z., S. R. Beissinger, S. H. Newman, E. B. Burkett, and T. D. Williams, 2004. Applying the declining population paradigm: Diagnosing causes of poor reproduction in the marbled murrelet. *Conservation Biology* 18: 1088–1098. (Chapter 5)

Pellens, R. and P. Grandcolas. 2007. The conservation-refugium value of small and disturbed Brazilian Atlantic forest fragments for the endemic ovoviviparous cockroach *Monastria biguttata* (Insecta: Dictyoptera, Blaberidae, Blaberinae). *Zoological Science* 24: 11–19. (Chapter 7)

Pereira, H. M. and H. D. Cooper. 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 123–129. (Chapter 6)

Peres, C. A. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology* 19: 728–733. (Chapter 2)

Pérez-Arteaga, A. and K. J. Gaston. 2004. Wildfowl population trends in Mexico, 1961–2000: A basis for conservation planning. *Biological Conservation* 115: 343–355. (Chapter 6)

Perfecto, I., R. A. Rice, R. Greenberg, and M. E. Van der Voort. 1996. Shade coffee: A disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46: 598–608. (Chapter 8)

Philpott, S. M., P. Bichier, R. Rice, and R. Greenberg. 2007. Field-testing ecological and economic benefits of coffee certification programs. *Conservation Biology* 21: 975–985. (Chapter 8)

Pilgrim, S., D. Smith, and J. Pretty. 2007. A crossregional assessment of the factors affecting ecoliteracy: Implications for policy and practice. *Ecological Applications* 17: 1742–1751. (Chapter 9)

Pimentel, D. and 8 others. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* 47: 747–757. (Chapter 3)

Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga, and D. Morrison. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50: 53–65. (Chapter 4)

Pimm, S. L. and C. Jenkins. 2005. Sustaining the variety of life. *Scientific American* 293: 66–73. (Chapter 5)

Platenberg, R. J. and R. A. Griffiths. 1999. Translocation of slow-worms (*Anguis fragilis*) as a mitigation strategy: A case-study from south-east England. *Biological Conservation* 90: 125–132.

Pomeroy, R. S., J. E. Parks, and C. M. Balboa. 2006. Farming the reef: Is aquaculture a solution for reducing fishing pressure on corals reefs? *Marine Policy* 30: 111–130. (Chapter 4)

Possingham, H. P., J. Franklin, K. Wilson, and T. J. Regan. 2005. The roles of spatial heterogeneity and ecological processes in conservation planning. *In* G. M. Lovett, C. G. Jones, M. G. Turner, and K. C. Weathers, (eds.), *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. Springer-Verlag, New York. (Chapter 7)

Poudevigne, I. and J. Baudry. 2003. *Landscape Ecology.* Springer, Netherlands. (Chapter 7)

Power, M. E. and 9 others. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience* 46: 609–620. (Chapter 2)

Prato, T. 2005. Accounting for uncertainty in making species protection decisions. *Conservation Biology* 19: 806–814. (Chapter 3)

Prescott-Allen, C. and R. Prescott-Allen. 1986. *The First Resource: Wild Species in the North American Economy.* Yale University Press, New Haven, CT. (Chapter 3)

Prescott-Allen, C. and R. Prescott-Allen. 2001. *The WellBeing of Nations: A Country-By-Country Index of Quality of Life and the Environment.* Island Press, Washington, D.C. (Chapter 3)

Priess, J. A., M. Mimler, A. M. Klein, S. Schwarze, T. Tscharntke, and I. Steffan-Dewenter. 2007. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Ecological Applications* 17: 407–417. (Chapter 3)

Primack, R. B. and R. Corlett. 2005. *Tropical Rainforests: An Ecological and Biogeographical Comparison.* Blackwell, Malden, MA. (Chapters 2, 3, 4)

Primack, R. B., H. Kobori, and S. Mori. 2000. Dragonfly pond restoration promotes conservation awareness in Japan. *Conservation Biology* 14: 1553–1554. (Chapter 8)

Qiu, J. 2009. Where the rubber meets the garden. *Nature* 457: 246–247. (Chapter 4)

Quammen, D. 1996. *The Song of the Dodo: Island Biogeography in an Age of Extinctions*. Scribner, New York. (Chapter 5)

Quayle, J. E., L. R. Ramsay, and D. F. Fraser. 2007. Trend in the status of breeding bird fauna in British Columbia, Canada, based on the IUCN Red List Index method. *Conservation Biology* 21: 1241–1247. (Chapter 6)

Quintana-Ascencio, P. E, C. W. Weekley and E. S. Menges. 2007. Comparative demography of a rare species in Florida scrub and road habitats. *Biological Conservation* 137: 263–270. (Chapter 6)

Quintero, J. 2007. *Mainstreaming Conservation in Infrastructure Projects: Case Studies for Latin America.* World Bank. Washington, D.C. (Chapter 9)

Quist, M. C., P. A. Fay, C. S. Guy, A. K. Knapp, and B. N. Rubenstein. 2003. Military training effects on terrestrial and aquatic communities on a grassland military installation. *Ecological Applications* 13: 432–442. (Chapter 3)

Rabalais, N. N., R. E. Turner, B. K. S. Gupta, E. Platon, and M. L. Parsons. 2007. Sediments tell the history of eutrophication and hypoxia in the Northern Gulf of Mexico. *Ecological Applications* 17: S129–S143. (Chapter 4)

Radford, E. 2004. Important plant areas: A practical route to target 5. *Plant Talk*: 32. (Chapter 7)

Ramakrishnan, U., J. A. Santosh, U. Ramakrishnan, and R. Sukumar. 1998. The population and conservation status of Asian elephants in the Periyar Tiger Reserve, southern India. *Current Science India* 74: 110–113. (Chapter 5)

Ranganathan, J., K. M. A. Chan, and G. C. Daily. 2007. Satellite detection of bird communities in tropical countryside. *Ecological Applications* 17: 1499–1510. (Chapter 7)

Rao, M. and P. McGowan. 2002. Wild-meat use, food security, livelihoods, and conservation. *Conservation Biology* 16: 580–583. (Chapter 3)

Raup, D. M. and Sepkoski, J. J. Jr. 1982. Mass extinction in the marine fossil record. *Science* 215: 1501–1503. (Chapter 5)

Redford, K. H. and J. A. Mansour (eds.). 1996. *Traditional Peoples and Biodiversity Conservation in Large Tropical Landscapes.* The Nature Conservancy, Arlington, VA.

Redford, K. H. and M. A. Sanjayan. 2003. Retiring Cassandra. *Conservation Biology* 17: 1473–1474. (Chapter 1)

Reed, D. H., E. H. Lowe, D. A. Briscoe, and R. Frankham. 2003. Fitness and adaptability in a novel environment: Effect of inbreeding, prior environment, and lineage. *Evolution* 57: 1822–1828. (Chapter 5)

Reed, J. M., C. S. Elphick, A. F. Zuur, E. N. Ieno, and G. M. Smith. 2007. Time series analysis of Hawaiian waterbirds. *In* A. F. Zuur, E. N. Ieno, and G. M. Smith (eds.), *Analysis of Ecological Data.* Springer-Verlag. (Chapter 6)

Reed, J. M., C. S. Elphick, and L. W. Oring. 1998. Life-history and viability analysis of the endangered Hawaiian stilt. *Biological Conservation* 84: 35–45. (Chapter 6)

Relyea, R. A. 2005. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. *Ecological Applications* 15: 618–627. (Chapter 4)

Ren, H. and 7 others. 2007. Changes in biodiversity and ecosystem function during the restoration of a tropical forest in south China. *Science in China Series C: Life Sciences* 50:277–284. (Chapter 8)

Reynolds, J. F. and 16 others. 2007. Global desertification: Building a science for dryland development. *Science* 316: 847–851. (Chapter 4)

Richardson, J. E. and 6 others. 2001. Rapid and recent origin of species richness in the Cape flora of South Africa. *Nature* 412: 181–183. (Chapter 2)

Richmond, R. H. and 9 others. 2006. Watersheds and coral reefs: Conservation science, policy, and implementation. *BioScience* 57: 598–607. (Chapter 8)

Ricketts, T. H. and 29 others. 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 102: 18497–18501. (Chapters 5, 7)

Roberts, S. and M. Hirshfield. 2004. Deep-sea corals: Out of sight, but no longer out of mind. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 123–130. (Chapter 2)

Robertson, M. M. 2006. Emerging ecosystem service markets: Trends in a decade of entrepreneurial wetland banking. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 297–302. (Chapters 3, 9)

Robinson, J. G. 2006. Conservation biology and real-world conservation. *Conservation Biology* 20: 658–669. (Chapter 1)

Rodrigues, A. S. and 20 others. 2004. Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected-area network. *BioScience* 54: 1092–1100. (Chapter 7)

Rodrigues, A. S. L., J. D. Pilgrim, J. F. Lamoreux, M. Hoffman, and T. M. Brooks. 2006. The value of the IUCN Red List for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 71–76. (Chapter 6)

Rolston, H., III. 1989. *Philosophy Gone Wild: Essays on Environmental Ethics.* Prometheus Books, Buffalo, NY. (Chapter 3)

Roman, J. and J. A. Darling. 2007. Paradox lost: Genetic diversity and the success of aquatic invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 454–464. (Chapter 5)

Roman, J. and S. R. Palumbi. 2003. Whales before whaling in the North Atlantic. *Science* 301: 508–510. (Chapter 4)

Romero, C. and G. I. Andrade. 2004. International conservation organizations and the fate of local tropical forest conservation initiatives. *Conservation Biology* 18: 578–580. (Chapter 9)

Rosenzweig, M. L. 2003. *Win-Win Ecology: How the Earth's Species Can Survive in the Midst of Human Enterprise.* Oxford University Press, Oxford.

(Chapter 8)

Roux, D. J. and 10 others. 2008. Designing protected areas to conserve riverine biodiversity: Lessons from a hypothetical redesign of the Kruger National Park. *Biological Conservation* 141: 100–117. (Chapter 7)

Ruane, J. 2000. A framework for prioritizing domestic animal breeds for conservation purposes at the national level: A Norwegian case study. *Conservation Biology* 14: 1385–1393. (Chapter 6)

Rundel, P. W. 2001. Mediterranean-climate ecosystems. In S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 4, pp. 145–160. Academic Press, San Diego. (Chapter 2)

Sachs, J. 2005. *The End of Poverty: Economic Possibilities for Our Time.* Penguin Group, East Rutherford, NJ. (Chapter 1)

Sáinchez-Azofeifa, G. A., A. Pfaff, J. A. Robalino, and J. P. Boomhower. 2007. Costa Rica's payment for environmental services program: Intention, implementation and impact. *Conservation Biology* 21: 1165–1173. (Chapters 3, 8)

Sairam, R., S. Chennareddy, and M. Parani. 2005. OBPC Symposium: Maize 2004 & Beyond—Plant regeneration, gene discovery, and genetic engineering of plants for crop improvement. *In Vitro Cellular and Developmental Biology-Plant* 41: 411. (Chapter 3)

Sale, P. F. and 10 others. 2005. Critical science gaps impede use of no-take fishery reserves. *Trends in Ecology and the Environment* 20: 74–80. (Chapter 7)

Schmidtz, D. and E. Willott (eds.). 2001. *Environmental Ethics: What Really Matters, What Really Works.* Oxford University Press, New York. (Chapter 3)

Schonewald-Cox, C. M. 1983. Conclusions: Guidelines to management: A beginning attempt. *In* C. M. Schonewald-Cox, S. M. Chambers, B. MacBryde and L. Thomas (eds.), *Genetics and Conservation: A Reference for Managing Wild Animal and Plant Populations*, pp. 414–445. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA. (Chapters 5, 7)

Schwartz, M. K., G. Luikart, and R. S. Waples. 2007. Genetic monitoring as a promising tool for conservation and management. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 25–33. (Chapter 6)

Schwartzman, S. and B. Zimmerman. 2005. Conservation alliances with indigenous peoples of the Amazon. *Conservation Biology* 19: 721–727. (Chapters 8, 9)

Scott, J. M., B. Csuti, and F. Davis. 1991. Gap analysis: An application of Geographic Information Systems for wildlife species. *In* D. J. Decker, M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith, and D. W. Gross (eds.), *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide*, pp. 167–179. Westview Press, Boulder, CO. (Chapter 7)

Scott, J. M., D. D. Goble, J. A. Wiens, D. S. Wilcove, M. Bean, and T. Male. 2005. Recovery of imperiled species under the Endangered Species Act: The need for a new approach. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 383–389. (Chapter 6)

Seabloom, E. W. 2007. Compensation and the stability of restored grassland communities. *Ecological Applications* 17: 1876–1885. (Chapters 2, 3, 8)

Sekercioglu, C. H., S. H. Schneider, J. P. Fay, and S. R. Loarie. 2008. Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology* 22: 140–150. (Chapter 4)

Sessions, G. (ed.). 1995. *Deep Ecology for the 21st Century: Readings on the Philosophy and Practice of the New Environmentalism.* Shambala Books, Boston. (Chapter 3)

Shafer, C. L. 1997. Terrestrial nature reserve design at the urban/rural interface. *In* M. W. Schwartz (ed.), *Conservation in Highly Fragmented Landscapes*, pp. 345–378. Chapman and Hall, New York. (Chapter 7)

Shafer, C. L. 2001. Conservation biology trailblazers: George Wright, Ben Thompson, and Joseph Dixon. *Conservation Biology* 15: 332–344. (Chapter 7)

Shaffer, M. L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131–134. (Chapter 5)

Shanley, P. and L. Luz. 2003. The impacts of forest degradation on medicinal plant use and implications for health care in eastern Amazonia. *BioScience* 53: 573–584. (Chapter 3)

Shen, G., C.Y Feng, Z.Q. Xie, Z.Y Ouyang, J.Q. Li, M. Pascal. 2008. Proposed Conservation Landscape for Giant Pandas in the Minshan Mountains, China. *Conservation Biology*, 22:1 144–1 153. (Chapter 7)

Shier, D. M. 2006. Effect of family support on the success of translocated black-tailed prairie dogs. *Conservation Biology* 20: 1780–1790. (Chapter 6)

Shriner, S. A., K. R. Wilson, and C. H. Flather. 2006. Reserve networks based on richness hotspots and representation vary with scale. *Ecological Applications* 16: 1660–1673. (Chapter 7)

Smith, D. M., J. F. Kelly, and D, M. Finch. 2007. Avian nest box selection and nest success in burned and unburned southwestern riparian forest. *Journal of Wildlife Management* 71: 411–421. (Chapter 7)

Smith, D. W. 2005. Ten years of Yellowstone wolves: 1995–2005. *Yellowstone Science* 13: 7–33. (Chapter 6)

Snelgrove, P. V. R. 2001. Marine sediments. *In* S. A. Levin (ed.). *Encyclopedia of Biodiversity*. Academic Press, San Diego. (Chapter 4)

Snow, A. A. and 6 others. 2005. Genetically engineered organisms and the environment: Current status and recommendations. *Ecological Applications* 15: 377–404. (Chapter 4)

Soares-Filho, B. S. and 9 others. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440: 520–523. (Chapter 9)

Sorenson, L. G., P. E. Bradley, and M. Haynes Sutton. 2004. The West Indian Whistling-Duck and Wetlands Conservation Project: A model for species and wetlands conservation and education. *The Journal of Caribbean Ornithology*, Special Issue Honoring Nedra Klein, pp. 72–80. (Chapter

Soulé, M. E. 1985. What is conservation biology? *BioScience* 35: 727–734. (Chapter 1)

Soulé, M. E. and D. Simberloff. 1986. What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biological Conservation* 35: 19–40. (Chapter 7)

Spalding, M. D., C. Ravilious, and E. P. Green. 2001. *World Atlas of Coral Reefs*. University of California Press, Berkeley. (Chapter 2)

Srinivasan, U. T. and 9 others. 2008. The debt of nations and the distribution of ecological impacts from human activities. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 105: 1768–1773. (Chapters 3, 4)

Steffan-Dewenter, I. 2003. Importance of habitat area and landscape context for species richness of bees and wasps in fragmented orchard meadows. *Conservation Biology* 17: 1036–1044. (Chapter 7)

Stein, B. A., L. S. Kutner, and J. S. Adams (eds.). 2000. *Precious Heritage: The Status of Biodiversity in the United states*. Oxford University Press, New York. (Chapters 4, 6)

Stem, C., R. Margoluis, N. Salafsky, and M. Brown. 2005. Monitoring and evaluation in conservation: A review of trends and approaches. *Conservation Biology* 19: 295–309. (Chapters 6, 9)

Stokstad, E. 2007. Gambling on a ghost bird. *Science* 317: 888–892 (Chapter 5)

Stone, R. 2007. A world without corals? *Science* 316: 678–681. (Chapter 4)

Struhsaker, T. T., P. J. Struhsaker, and K. S. Siex. 2005. Conserving Africa's rain forests: Problems in protected areas and possible solutions. *Biological Conservation* 123: 45–54. (Chapters 7, 8)

Svarstad, H., H. C. Bugge, and S. S. Dhillion. 2000. From Norway to Novartis: Cyclosporin from *Tolypocladium inflatum* in an open access bioprospecting regime. *Biodiversity and Conservation* 9: 1521–1541. (Chapter 3)

Tabarelli, M. and C. Gascon. 2005. Lessons from

fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 19: 734–739. (Chapter 7)

Tallis, H., Z. Ferdaña, and E. Gray. 2008. Linking terrestrial and marine conservation planning and threats analysis. *Conservation Biology* 22: 120–130. (Chapters 7, 8)

Taylor, M. F. J., K. E Suckling, and J. J. Rachlinski. 2005. The effectiveness of the Endangered Species Act: A quantitative analysis. *BioScience* 55: 360–366. (Chapter 6)

Temple, S. A. 1991. Conservation biology: New goals and new partners for managers of biological resources. *In* D. J. Decker, M. E. Krasny, G. R. Goff, C. R. Smith, and D. W. Gross (eds.). *Challenges in the Conservation of Biological Resources: A Practitioner's Guide,* pp. 45–54. Westview Press, Boulder, CO. (Chapter 1)

Theobald, D. M. 2004. Placing exurban land-use change in a human modification framework. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 139–144. (Chapter 8)

Thomas, C. D., A. M. A. Franco, and J. K. Hill. 2006. Range retractions and extinction in the face of climate warming. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 415–416. (Chapter 4)

Thrush, S. F. and 6 others. 2004. Muddy water: Elevating sediment input to coastal and estuarine habitats. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 299–306. (Chapter 4)

Tilman, D. and 9 others. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281–284. (Chapter 4)

Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L., Nowak, M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66. (Chapter 5)

Timmer, V. and C. Juma. 2005. Biodiversity conservation and poverty reduction come together in the tropics: Lessons learned from the Equator Initiative. *Environment* 47: 25–44. (Chapter 8)

Torchin, M. E. and C. E. Mitchell. 2004. Parasites, pathogens, and invasions by plants and animals. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 183–190. (Chapter 4)

Totten, M., S. I. Pandya, and T. Janson-Smith. 2003. Biodiversity, climate, and the Kyoto Protocol: Risks and opportunities. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 262–270. (Chapter 9)

Towns, D. R. and 7 others. 2007. Responses of tuatara (*Sphenodon punctatus*) to removal of introduced Pacific rats from islands. *Conservation Biology* 21: 1021–1031. (Chapters 4, 7)

Traill L. W., C. J. A. Bradshaw, and B. W. Brook. 2007. Minimum viable population size: A meta-analysis of 30 years of published estimates. *Biological Conservation* 139: 159–166.

Troëng, S. and E. Rankin. 2005. Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica. *Biological Conservation* 121: 111–116. (Chapter 6)

Turner, W. R. and D. S. Wilcove. 2006. Adaptive decision rules for the acquisition of nature reserves. *Conservation Biology* 20: 527–537. (Chapter 7)

Turvey, S.T., Pitman, R.L., Taylor, B.L., Barlow, J., Akamatsu, T., Barrett, L.A., Zhao, X. J., Reeves, R. R., Stewart, B.S., Pusser, L. T., Wang, K. X., Wei, Z., Zhang, X. F., Richlen, M., Brandon, J.R. and Wang, D. 2007. First human-caused extinction of a cetacean species? *Biology Letters* 3: 537–540. (Chapter 5)

Union of Concerned Scientists. 1999. *Global Warming: Early Warning Signs.* Union of Concerned Scientists, Cambridge, MA. (Chapter 4)

Valeila, I., and P. Martinetto. 2007. Changes in bird abundance in eastern North America: Urban sprawl and global footprint? *BioScience* 57: 360–370. (Chapter 4)

Valette, J., D. Wysham, and N. Martinez. 2004. *A Wrong Turn From Rio: The World Bank's Road to Climate Catastrophe.* Sustainable Energy & Economy Network, Washington, D.C. (Chapter 9)

Van Heezik, Y. and P. J. Seddon. 2005. Conservation education structure and content of graduate wildlife management and conservation biology programs: An international perspective. *Conservation Biology* 19: 7–14. (Chapter 9)

Van Houtan, K. S. 2006. Conservation as virtue: A scientific and social process for conservation ethics. *Conservation Biology* 20: 1367–1372. (Chapter 3)

Vander Haegen, W. M. 2007. Fragmentation by agriculture influences reproductive success of birds in a shrubsteppe landscape. *Ecological Applications* 17: 934–947. (Chapter 4)

Vargas, F. H. and 6 others. 2007. Modeling the effect of El Niño on the persistence of small populations: The Galápagos penguin as a case study. *Biological Conservation* 137: 138–148. (Chapter 5)

Veith, M., J. Kosuch, R. Feldmann, H. Martens, and A. Seitz. 2000. A test for correct species declaration of frog legs imports from Indonesia into the European Union. *Biodiversity and Conservation* 9: 333–341. (Chapter 4)

Venevsky, S. and I. Venevskaia. 2005. Hierarchical systematic conservation planning at the national level: Identifying national biodiversity hotspots using abiotic factors in Russia. *Biological Conservation* 124: 235–251. (Chapter 7)

Vidal, J. 2007. CONGO: World Bank accused of razing Congo forests. *The Guardian (UK)*, October 4, 2007.

Vilchis, L. I. and 6 others. 2005. Ocean warming effects on growth, reproduction, and survivorship of southern California abalone. *Ecological Applications* 15: 469–480. (Chapter 4)

Viña, A. and 8 others. 2007. Temporal changes in giant panda habitat connectivity across boundaries of Wolong Nature Reserve, China. *Ecological Applications* 17: 1019–1030. (Chapters 8, 9)

Vitousek, P. M. 1994. Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology* 75: 1861–1876. (Chapter 4)

Vitousek, P. M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277:21 (Chapter 4)

Vredenburg, V. T. 2004. Reversing introduced species effects: Experimental removal of introduced fish leads to rapid recovery of a declining frog. *Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A.* 101: 7646–7650. (Chapter 4)

Wadt, L. H. O., K. A. Kainer, C. L. Staudhammer, and R. O. P. Serrano. 2008. Sustainable forest use in Brazilian extractive reserves: Natural regeneration of Brazil nut in exploited populations. *Biological Conservation* 141: 332–346. (Chapter 8)

Walker, B. G., P. D. Boersma, and J. C. Wingfield. 2005. Physiological and behavioral differences in Magellanic penguin chicks in undisturbed and tourist-visited locations of a colony. *Conservation Biology* 19: 1571–1577. (Chapter 3)

Wang, J. 2004. Application of the one-migrant-per-generation rule to conservation management. *Conservation Biology* 18: 332–343. (Chapter 5)

Wang, R. and S. Bryant. 2003. The Three Gorges Dam: A look at the world's largest water resources project. *Water, Environment, and Technology.* 15: 28–33. (Chapter 9)

Wang, H. W. and Ge, S. 2006. Phylogeography of the endangered *Cathaya argyrophylla* (Pinaceae) inferred from sequence variation of mitochondrial and nuclear DNA. *Molecular Ecology* 15: 4109–4122. (Chapter 5)

West, P. and D. Brockington. 2006. An anthropological perspective on some unexpected consequences of protected areas. *Conservation Biology* 20: 609–616. (Chapter 8)

Westerling, A. L., H. G. Hidalgo, D. R. Cayan, and T. W. Swetnam. 2006. Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science* 313: 940–943. (Chapter 4)

Whiles, M. R. and 11 others. 2006. The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Frontiers*

in Ecology and the Environment 4: 27–34: (Chapter 4)

White, P. S. 1996. Spatial and biological scales in reintroduction. *In* D. A. Falk, C. I. Millar, and M. Olwell (eds.), *Restoring Diversity: Strategies for Reintroduction of Endangered Plants*, pp. 49–86. Island Press, Washington, D.C. (Chapter 6)

White, R. P., S. Murray, and M. Rohweder. 2000. *Pilot Assessment of Global Ecosystems: Grassland Ecosystems.* World Resources Institute, Washington, D.C. (Chapter 4)

Wiersma Y. F., T. D. Nudds, and D. H. Rivard. 2004. Models to distinguish effects of landscape patterns and human population pressures associated with species loss in Canadian national parks. *Landscape Ecology* 19: 773–786. (Chapter 7)

Wiersma, Y. F. 2007. The effect of target extent on the location of optimal protected areas networks in Canada. *Landscape Ecology* 22: 1477–1487. (Chapter 7)

Wilcove, D. S. and J. Lee. 2004. Using economic and regulatory incentives to restore endangered species: Lessons learned from three new programs. *Conservation Biology* 18: 639–645. (Chapter 8)

Wilcove, D. S., C. H. McLellan, and A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *In* M. E. Soule (ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity.* Sinauer Associates, Sunderland, MA. (Chapter 4)

Wilcove, D. S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips, and E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607–615. (Chapter 4)

Wilcove, D. S., M. J. Bean, B. Long, W. J. Snape, and B. M. Beehler. 2004. The private side of conservation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 326–331. (Chapter 8)

Wiles, G. J., J. Bart, R. E. Beck, Jr., and C. F. Aguon. 2003. Impacts of the brown tree snake: Patterns of decline and species persistence in Guam's avifauna. *Conservation Biology* 17: 1350–1360. (Chapter 4)

Wilkie, D. S., G. A., Morelli, J. Demmer, M. Starkey, P. Telfer, and M. Steil. 2006. Parks and people: Assessing the human welfare effects of establishing protected areas for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 20: 247–249. (Chapter 7)

Wilkie, D. S., M. Starkey, K. Abernethy, E. N. Effa, P. Telfer, and R. Godoy. 2005. Role of prices and wealth in consumer demand for bushmeat in Gabon, Central Africa. *Conservation Biology* 19: 268–274. (Chapter 4)

Willi, Y., J. Van Buskirk, and A. A. Hoffmann. 2006. Limits to the adaptive potential of small populations. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 37: 433–458. (Chapter 5)

Wilson, E. O. 1989. Threats to biodiversity. *Scientific American* 261: 108–116. (Chapter 5)

Wilson, E. O. 1992. *The Diversity of Life*. The Belknap Press, Cambridge, MA. (Chapter 2)

Wilson, E. O. 2003. The encyclopedia of life. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 77–80. (Chapter 2)

Wirzha, N. 2003. *The Paradise of God: Renewing Religion in an Ecological Age.* Oxford University Press, Oxford. (Chapter 3)

World Bank. 2004. *Ensuring the Future: The World Bank and Biodiversity (1998–2004)*. The World Bank, Washington, D.C. (Chapter 9)

World Bank. 2006. *Mountains to Coral Reefs. The World Bank and Biodiversity 1988–2005.* World Bank, Washington, D.C. (Chapter 9)

World Resources Institute (WRI). 1998. *World Resources 1998–1999.* Oxford University Press, New York. (Chapter 6)

World Resources Institute (WRI). 2000. *World Resources 2000–2001*. World Resources Institute, Washington, D.C. (Chapters 1, 4)

World Resources Institute (WRI). 2003. *World Resources 2002–2004: Decisions for the Earth: Balance, voice, and power.* World Resources Institute, Washington, D.C. (Chapters 3, 6, 7, 9)

World Resources Institute (WRI). 2005. *World Resources*

2005: The Wealth of the Poor—Managing Ecosystems to Fight Poverty. World Resources Institute, Washington, D.C. (Chapters 1, 3, 7, 8)

World Wide Fund for Nature. 2004. *Living Planet Report 2004*. World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland. (Chapter 9)

Worm, B., M. Sandow, A. Oschlies, H. K. Lotze, and R. A. Myers. 2005. Global patterns of predator diversity in the open oceans. *Science* 309: 1365–1369. (Chapter 2)

Wright, S. 1931. Evolution in Mendelian populations. *Genetics* 16: 97–159. (Chapter 5)

Wright, S. J., G. A. Sanchez-Azofeifa, C. Portillo-Quintero, and D. Davies. 2007. Poverty and corruption compromise tropical forest reserves. *Ecological Applications* 17: 1259–1266. (Chapter 7)

Wright, S. J., H. Zeballos, I. Domínguez, M. M. Gallardo, M. C. Moreno, and R. Ibánez. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. *Conservation Biology* 14: 227–239. (Chapter 7)

Yamaoko, K., H. Moriyama, and T. Shigematsu. 1977. Ecological role of secondary forests in the traditional farming area in Japan. *Bulletin of Tokyo University* 20: 373–384. (Chapter 7)

Yates, C. J. and P. G. Ladd. 2005. Relative importance of reproductive biology and establishment ecology for persistence of a rare shrub in a fragmented landscape. *Conservation Biology* 19: 239–249. (Chapter 7)

Zabel, R. W., M. D. Scheuerell, M. M. McClure, and J. G. Williams. 2006. The interplay between climate variability and density dependence in the population viability of Chinook salmon. *Conservation Biology* 20: 190–200. (Chapter 6)

Zarin, D. J. and 13 others. 2005. Legacy of fire slows carbon accumulation in Amazonian forest regrowth. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 365–369. (Chapter 4)

Zarin, D. J., M. D. Schulze, E. Vidal, and M. Lentini 2007. Beyond reaping the first harvest: Management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* 21: 916–925. (Chapter 8)

Zedler, J. B. 2005. Restoring wetland plant diversity. A comparison of existing and adaptive approaches. *Wetlands Ecology and Management* 13: 5–14. (Chapter 8)

Zedler, J. B., R. Lindig-Cisneros, C. Bonilla-Warford, and I. Woo. 2001. Restoration of biodiversity, overview. *In* S. A. Levin (ed.), *Encyclopedia of Biodiversity*, vol. 5, pp. 203–212. Academic Press, San Diego. (Chapter 8)

Zeng, N., Y. Ding, J. Pan, H. Wang, and J. Gregg. 2008. Climate change: The Chinese challenge. *Science* 319: 730–731. (Chapter 4)

Zerbe, S., I. Schmidt, and J. Betzin. 2007. Indicators for plant species richness in pine (*Pinus sylvestris* L.) forests of Germany. *Biodiversity and Conservation* 16: 3301–3316. (Chapter 7)

Zhao, S., L. Da, Z. Tang, H. Fang, K. Song, and J. Fang. 2006. Ecological consequences of rapid urban expansion: Shanghai, China. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4: 341–346. (Chapter 4)

Zhu, Y. Y., Y. Y. Wang, H. R. Che, and B. R. Lu. 2003. Conserving traditional rice varieties through management for crop diversity. *BioScience* 53: 158–162. (Chapter 8)

Zimmermann, A., M. Hatchwell, L. Dickie, and C. D. West. (eds.) 2008. *Zoos in the 21st Century: Catalysts for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. (Chapter 6)

Zunino, G. E., M. M. Kowalewski, L. I. Oklander, and V. González. 2007. Habitat fragmentation and population size of the black and gold howler monkey (*Alouatta caraya*) in a semideciduous forest in northern Argentina. *American Journal of Primatology* 69: 966–975. (Chapter 4)

龚家栋，董光荣，李森，高尚玉，肖洪浪，申建友. 1998. 黑河下游额济纳绿洲环境退化及综合治理. *中国沙漠* 18: 44–49. (Chapter 4)

国家发展与改革委员会. 2007. *中国应对气候变化国家方案(第一部分)*. 北京. (Chapter 4)

国家林业局. 2008. 2008*中国林业发展报告*. 中国林业出版社，北京. (Chapter 3)

国务院新闻办公室. 2008. 中国应对气候变化的政策与行动(一). *资源与人居环境* 23: 46–49. (Chapter 4)

扈宇，许宏伟，杨德华.1989. *白颊长臂猿的生态研究*. 动物学研究，增刊：61–66.(Chapter 4)

黄晖，练健生，王华接，陈应华. 2007. *徐闻珊瑚礁及其生物多样性*. 北京：海洋出版社. (Chapter 2)

蒋志刚，冯祚建，王祖望，陈立伟，蔡平，李永波. 1995. 普氏原羚的历史分布与现状. 兽类学报 15: 241–245. (Chapter 5)

李欣海，李典谟，路宝忠，翟天庆. 1996. 朱鹮（*Nipponia nippon*）种群生存力分析. 生物多样性 4: 69–77. (Chapter 5)

梁清华. 2008. 藏羚羊就地保护的现状调查. *环境保护* 20: 51–53. (Chapter 4)

刘建康,谢平. 2003. 用鲢鳙直接控制微囊藻水华的围隔试验和湖泊实践. *生态科学*. 22(3): 193–196.(Chapter 8)

刘荫增. 1981. 朱鹮在秦岭的重新发现. *动物学报* 27；273. (Chapter 5)

卢志军, 马克平. 2004. 地形因素对外来入侵种紫茎泽兰的影响. *植物生态学报* 28: 761–767. (Chapter 4)

苏大学. 2008. 防治沙尘暴须坚持草原自然资源可持续利用. *草地学报* 16: 105–109. (Chapter 4)

文贤继，杨晓君，韩联宪，杨岚，王为民. 1995. 绿孔雀在中国的分布现状调查. *生物多样性* 3: 46–51. (Chapter 5)

吴庆标，王效科，段晓男，邓立斌，逯非，欧阳志云， 冯宗炜.2008. 中国森林生态系统植被固碳现状和潜力. *生态学报* 28；517–524. (Chapter 3)

熊聪慧，王祺. 2007. 陆生植物在二叠纪—三叠纪界线存在集群灭绝吗？地质论评 53；577–585. (Chapter 5)

徐海根, 王建民, 强胜, 王久永. 2004. *《生物多样性公约》热点研究：外来物种入侵、生物安全、遗传资源*. 北京：科学出版社. (Chapter 4)

杨德华，张存杰. 1987. *西双版纳珍稀兽类考察报告*. 西双版纳自然保护区综合考察报告集. 昆明：云南科技出版社. (Chapter 4)

于晓平. 2006. *朱鹮繁殖成功率的影响因子研究*. 兰州大学博士学位毕业论文. (Chapter 5)

索引

K

L

M

N

O

P

T

W



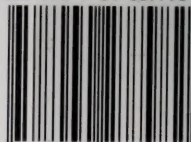
郑重声明

A Primer of Conservation Biology

保护生物学

简明教程

ISBN 978-7-04-027798-2



定价 52.00 元